

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA  
AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA NA  
BIOESTABILIZAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS,  
LODOS DE TANQUES SÉPTICOS, DEJETOS SUÍNOS E  
LIXIVIADO.**

**RAFAEL DE OLIVEIRA PINTO**

FLORIANÓPOLIS, 2006

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA  
AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA NA  
BIOESTABILIZAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS,  
LODOS DE TANQUES SÉPTICOS, DEJETOS SUÍNOS E  
LIXIVIADO.**

**RAFAEL DE OLIVEIRA PINTO**

Tese apresentada como requisito à obtenção do grau de Doutor em Engenharia Ambiental, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Belli Filho  
Co-orientador: Prof. Dr. Hugo Moreira Soares

FLORIANÓPOLIS, 2006

Nossa tarefa não é penetrar na  
essência das coisas, cujo  
significado de qualquer forma  
desconhecemos, mas sim desenvolver  
conceitos que nos permitam falar de  
modo produtivo sobre os fenômenos  
da natureza

**Niels Bohr**  
1885-1962  
Físico dinamarquês

Aos meus pais

## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de registrar meus mais sinceros agradecimentos:

Ao meu orientador professor Dr. Paulo Belli Filho pelo incentivo, confiança e paciência para a concretização deste trabalho.

Ao professor Dr. Hugo Moreira Soares pela co-orientação e por sua grande contribuição durante a elaboração da Tese.

Aos Departamentos de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) e de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos (EQA) da Universidade Federal de Santa Catarina pela estrutura física, pessoal e laboratorial oferecida.

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC pelos conhecimentos adquiridos.

A banca examinadora, Prof. Dr. Luiz Sérgio Philippi, Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Rejane Helena Ribeiro da Costa, Prof. Dr. Valderi Duarte Leite e Prof. Dr. Miguel Mansur Aisse, pelas contribuições oferecidas à Tese.

À Direção das Centrais de Abastecimento S.A. (CEASA) da unidade do município de São José pelo apoio dado para a coleta dos resíduos e pelas informações fornecidas.

Aos bolsistas Nadja Rigoni, Adriano Rafael, Kaio Felipe Koerich, Mônica Weiss, entre outros, com quem pude contar para uma perfeita execução dos experimentos no laboratório.

A todos os colegas que comigo cursaram os créditos da pós-graduação.

A todos os meus amigos, em especial aqueles que contribuíram, de alguma forma, para o desenvolvimento de meu trabalho, entre eles, Fábio Rita, Alan Henn, Flávia Andréa Silva Cabral, Rui Macedo, Luiz Walter da Silva Monteiro e Alexandre Ghilardi Machado.

Ao CNPQ pela concessão da bolsa de pós-graduação.

Ao FINEP/PROSAB pelo apoio financeiro para a realização deste trabalho.

Aos meus pais, José Luiz e Deise de Oliveira Pinto, e aos meus irmãos Rodrigo e Raquel pelo amor, carinho, amizade e por tudo que representam em minha vida.

E agradeço sobretudo a Deus pelo destino que me ofereceu.



## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>iv</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>vi</b>
<b>LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS.....</b>	<b>viii</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>ix</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>x</b>
<b>1- INTRODUÇÃO.....</b>	<b>01</b>
<b>2- OBJETIVOS.....</b>	<b>06</b>
2.1-Objetivo Geral.....	06
2.2-Objetivos Específicos.....	06
<b>3- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>07</b>
3.1-Resíduos sólidos.....	07
3.1.1-Classificação dos resíduos sólidos.....	07
3.1.2-Disposição e tratamento dos resíduos sólidos.....	10
3.1.3-Resíduos sólidos orgânicos e lixiviado.....	17
3.2-Lodos de tanques sépticos.....	22
3.2.1-Tanques sépticos.....	23
3.2.2-Acumulação de lodo em tanques sépticos.....	25
3.2.3-Características e disposição final dos lodos descartados dos tanques sépticos.....	26
3.3-Dejetos suínos.....	29
3.3.1-Características dos dejetos suínos.....	31
3.3.2-Produção de dejetos suínos.....	32
3.4-Processo de digestão anaeróbia.....	34
3.4.1-Microbiologia e bioquímica da digestão anaeróbia.....	37
3.4.2-Cinética do processo anaeróbio.....	42
3.4.3-Fatores ambientais e o processo anaeróbio.....	46
3.5-Tipos de digestores anaeróbios para resíduos sólidos.....	54
3.5.1-Sistemas de um estágio.....	54
3.5.2-Sistemas de dois estágios.....	55
3.5.3-Sistemas em batelada.....	57
3.6-Aplicação de reatores UASB no tratamento de lixiviado.....	60

3.7-Formas de potencializar o tratamento anaeróbio.....	64
3.7.1-Co-digestão.....	64
3.7.2-Recirculação.....	67
3.8-Biogás.....	69
<b>4- MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>73</b>
4.1-Resíduos utilizados.....	74
4.1.1-Resíduos sólidos orgânicos (RSO).....	74
4.1.2-Lodo de tanque séptico.....	74
4.1.3-Dejetos suínos.....	75
4.2-Sistema de tratamento anaeróbio dos resíduos sólidos orgânicos integrados com lodos de tanques sépticos.....	75
4.2.1-Descrição do digestor para RSO e lodo.....	75
4.2.2-Descrição do reator UASB.....	76
4.2.3-Operação do sistema.....	78
4.3-Sistema de tratamento anaeróbio de lodos de tanques sépticos.....	81
4.3.1-Descrição do digestor para lodo de tanques sépticos.....	81
4.3.2-Operação do sistema.....	82
4.4-Avaliação do grau de estabilidade dos lodos de tanques sépticos.....	83
4.5-Ensaio de atividade metanogênica específica (AME).....	86
4.6-Ensaio de biodegradabilidade.....	89
4.7-Métodos analíticos.....	93
4.7.1- Determinação dos ácidos orgânicos voláteis.....	94
4.7.2- Determinação da composição do biogás: metano e dióxido de carbono .....	96
<b>5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>97</b>
5.1-Ensaio de digestão anaeróbia envolvendo resíduos sólidos orgânicos e tratamento de lixiviado.....	97
5.1.1-Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos integrados com lodos de tanques sépticos.....	97
5.1.2-Reator UASB no tratamento de lixiviado.....	105
5.2-Ensaio de digestão anaeróbia envolvendo lodos de tanques sépticos.....	116
5.2.1-Digestão anaeróbia de lodos de tanques sépticos.....	116
5.2.2-Ensaio de bioestabilidade de lodos de tanques sépticos.....	125



5.3-Ensaio de digestão anaeróbia envolvendo resíduos sólidos orgânicos e dejetos suínos.....	130
5.3.1- <i>Caracterização dos resíduos</i> .....	130
5.3.2- <i>Ensaio de atividade metanogênica específica</i> .....	131
5.3.3- <i>Ensaio de biodegradabilidade: Dejetos suínos/RSO</i> .....	132
5.3.4- <i>Ensaio de biodegradabilidade: inóculo/substrato</i> .....	143
<b>6- CONCLUSÕES.....</b>	<b>155</b>
<b>7- RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>160</b>
<b>8- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>162</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>174</b>

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> -Esquema de integração entre os vários resíduos em estudo com a digestão anaeróbia.....	04
<b>Figura 3.1</b> -Funcionamento geral de um tanque séptico.....	23
<b>Figura 3.2</b> -Etapas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.....	41
<b>Figura 3.3</b> -Esquema de um reator UASB.....	62
<b>Figura 4.1</b> -Digestor para resíduos sólidos orgânicos e lodos de tanques sépticos.....	76
<b>Figura 4.2</b> -Reator UASB e esquema do sistema utilizado.....	77
<b>Figura 4.3</b> - Esquema do sistema de tratamento .....	78
<b>Figura 4.4</b> -Digestor para lodos de tanques sépticos.....	82
<b>Figura 4.5</b> - Esquema utilizado para os ensaios de bioestabilidade dos lodos de tanques sépticos.....	85
<b>Figura 4.6</b> -Esquema utilizado para o teste de atividade metanogênica.....	88
<b>Figura 4.7</b> -Detalhe da montagem para os ensaios de biodegradabilidade.....	92
<b>Figura 5.1</b> -Valores de pH do lixiviado retirado do digestor RSO/lodo.....	99
<b>Figura 5.2</b> -Evolução das concentrações de ácidos orgânicos voláteis do lixiviado (1 <sup>o</sup> experimento).....	100
<b>Figura 5.3</b> -Evolução das concentrações de ácidos orgânicos voláteis do lixiviado (2 <sup>o</sup> experimento).....	100
<b>Figura 5.4</b> -Variação das concentrações de DQO do lixiviado.....	102
<b>Figura 5.5</b> -Variação da concentração de sólidos totais e voláteis do lixiviado.....	103
<b>Figura 5.6</b> -Evolução dos parâmetros de controle do reator UASB (1 <sup>o</sup> experimento).....	105
<b>Figura 5.7</b> -Evolução dos parâmetros de controle do reator UASB (2 <sup>o</sup> experimento).....	109
<b>Figura 5.8</b> -Eficiência média de remoção de DQO para as respectivas COVs aplicadas no reator UASB.....	110
<b>Figura 5.9</b> -Variação do pH ao longo do tempo.....	118
<b>Figura 5.10</b> -Evolução da DQO e eficiência de remoção.....	119
<b>Figura 5.11</b> -Evolução dos sólidos.....	120
<b>Figura 5.12</b> -Variação das temperaturas ao longo do tempo.....	122

<b>Figura 5.13-</b> Perfil de sólidos no digestor.....	123
<b>Figura 5.14-</b> Curvas médias de bioestabilidade das amostras de lodo 1, 2, 3 e 4.....	126
<b>Figura 5.15-</b> Curvas médias de bioestabilidade das amostras de lodo 5, 6, 7 e 8.....	127
<b>Figura 5.16-</b> Concentração de sólidos totais e voláteis para as diferentes proporções de dejetos/RSO em sólidos voláteis.....	133
<b>Figura 5.17-</b> Comportamento dos parâmetros de controle para as diferentes proporções de dejetos/RSO.....	134
<b>Figura 5.18-</b> Relação SV/NH <sub>3</sub> para as diferentes proporções de dejetos/RSO.....	137
<b>Figura 5.19-</b> Inverso da porcentagem de remoção de DQO em função do inverso da porcentagem de dejetos suínos no meio de reação.....	137
<b>Figura 5.20-</b> Produção diária e acumulada de gás metano por kg de sólidos voláteis adicionados para as diferentes proporções de dejetos/RSO.....	139
<b>Figura 5.21-</b> Composição percentual de metano e dióxido de carbono nas diferentes proporções dejetos/RSO no início e final dos ensaios.....	142
<b>Figura 5.22-</b> Concentração de sólidos totais e voláteis para as diferentes proporções de inóculo/substrato em sólidos voláteis.....	144
<b>Figura 5.23-</b> Comportamento dos parâmetros de controle para as diferentes proporções de inóculo/substrato.....	145
<b>Figura 5.24-</b> Relação SV/NH <sub>3</sub> para as diferentes proporções de inóculo/substrato.....	148
<b>Figura 5.25-</b> Produção diária e acumulada de gás metano por kg de sólidos voláteis adicionados para as diferentes proporções de inóculo/substrato.....	149
<b>Figura 5.26-</b> Composição percentual de metano e dióxido de carbono nas diferentes proporções inóculo/substrato no início e final dos ensaios.....	152

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 3.1</b> -Composição física média dos RSU no Brasil.....	10
<b>Tabela 3.2</b> -Composição do lixiviado com diferentes idades.....	20
<b>Tabela 3.3</b> -Características e quantidade de lodo produzido em tratamento de esgotos com tanque séptico.....	26
<b>Tabela 3.4</b> -Características dos resíduos despejados por caminhões limpa-fossas, na ETE-Jarivatuba, em Joinville/SC.....	27
<b>Tabela 3.5</b> -Composição química média dos dejetos suínos obtida na unidade do sistema de tratamento de dejetos da Embrapa, Concórdia/SC.....	31
<b>Tabela 3.6</b> -Composição química média dos dejetos suínos em crescimento e terminação, manejados em fossas de retenção.....	32
<b>Tabela 3.7</b> -Produção média diária de dejetos nas diferentes fases produtivas dos suínos.....	33
<b>Tabela 3.8</b> -Espécies de bactérias normalmente presentes na digestão anaeróbia.....	41
<b>Tabela 3.9</b> -Constante cinética de primeira ordem para a hidrólise de diferentes materiais.....	43
<b>Tabela 3.10</b> -Composição média do biogás.....	70
<b>Tabela 3.11</b> -Produtividade de biogás e tipo de material orgânico.....	72
<b>Tabela 4.1</b> -Dados de preparação dos experimentos 1 e 2 do digestor RSO/lodo.....	80
<b>Tabela 4.2</b> -Composição das soluções estoques de nutrientes.....	87
<b>Tabela 4.3</b> -Composição da solução estoque de ácidos orgânicos voláteis.....	87
<b>Tabela 4.4</b> -Ensaio de biodegradabilidade desenvolvidos.....	91
<b>Tabela 5.1</b> -Composição físico-química do resíduo sólido orgânico no primeiro experimento.....	97
<b>Tabela 5.2</b> -Composição físico-química do resíduo sólido orgânico no segundo experimento.....	98
<b>Tabela 5.3</b> -Concentração dos ácidos orgânicos voláteis afluentes e efluentes do reator UASB (1º experimento).....	112
<b>Tabela 5.4</b> -Concentração dos ácidos orgânicos voláteis afluentes e efluentes do reator UASB (2º experimento).....	112

<b>Tabela 5.5-Dados estatísticos dos parâmetros de controle do reator UASB para o primeiro experimento.....</b>	<b>113</b>
<b>Tabela 5.6-Dados estatísticos dos parâmetros de controle do reator UASB para o segundo experimento .....</b>	<b>113</b>
<b>Tabela 5.7-Relação DBO<sub>5</sub>/DQO (1º experimento).....</b>	<b>114</b>
<b>Tabela 5.8-Características de lodo de tanque séptico do Município de Florianópolis/SC.....</b>	<b>116</b>
<b>Tabela 5.9-Parâmetros estatísticos do digestor para lodos de tanques sépticos..</b>	<b>124</b>
<b>Tabela 5.10-Dados sobre o ensaio de bioestabilidade dos lodos.....</b>	<b>125</b>
<b>Tabela 5.11-Composição físico-química dos resíduos sólidos orgânicos coletados na CEASA.....</b>	<b>130</b>
<b>Tabela 5.12-Composição físico-química dos dejetos suínos coletados em Braço do Norte .....</b>	<b>130</b>
<b>Tabela 5.13- Caracterização dos inóculos.....</b>	<b>131</b>
<b>Tabela 5.14-Resultados do teste de AME para os inóculos.....</b>	<b>132</b>
<b>Tabela 5.15-Resultados das velocidades específicas de biodegradabilidade.....</b>	<b>141</b>
<b>Tabela 5.16-Equações cinéticas de primeira ordem para as diferentes proporções de inóculo/substrato.....</b>	<b>146</b>
<b>Tabela 5.17-Resultados das velocidades específicas de biodegradabilidade.....</b>	<b>151</b>

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas.

AME – atividade metanogênica específica.

CASAN – Companhia Catarinense de Água e Saneamento.

CEASA – Centrais de Abastecimento S.A.

CNTP – condições normais de temperatura e pressão.

COV – carga orgânica volumétrica.

DBO – demanda bioquímica de oxigênio.

Digestor RSO/lodo – digestor anaeróbio para resíduos sólidos orgânicos integrados com lodos de tanques sépticos.

DQO – demanda química de oxigênio.

FORSU – fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

ENGEBIO – Laboratório de Engenharia Bioquímica.

FUNASA – Fundação Nacional de Saúde.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas.

LABEFLU – Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos.

LARESO – Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos.

LEMA – Laboratório de Energia e Meio Ambiente.

LIMA – Laboratório Integrado de Meio Ambiente.

PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico.

PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico.

R – coeficiente de correlação.

$R^2$  – coeficiente de determinação.

RSO – resíduos sólidos orgânicos.

RSU – resíduos sólidos urbanos.

ST – sólidos totais.

SV – sólidos voláteis.

SST – sólidos suspensos totais.

SSV – sólidos suspensos voláteis.

TRH – tempo de retenção hidráulica.

UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* – reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo.

## RESUMO

O presente trabalho buscou estudar a eficiência da digestão anaeróbia na bioestabilização de sólidos orgânicos de elevada concentração, quais sejam: resíduos sólidos orgânicos obtidos de sobras de feira livre (RSO), lodos de tanques sépticos, dejetos suínos e lixiviado. Foram realizados ensaios de digestão anaeróbia de lodos de tanques sépticos isolados e integrados com RSO, sendo que, neste último caso, parte do lixiviado produzido no digestor RSO/lodo era tratado em um reator UASB para posteriormente retornar ao digestor RSO/lodo junto com o lixiviado que não fora tratado, sendo os dois misturados em partes iguais. Também se elaborou ensaios de biodegradabilidade envolvendo dejetos suínos e RSO, procurando definir o tipo e a quantidade de inóculo a ser usado, se haveria um processo de co-digestão e qual seria a melhor proporção dejetos/RSO (em termos de sólidos voláteis) a ser adotado. Nos ensaios de digestão anaeróbia de lodos de tanques sépticos integrados com RSO, os resultados apontaram para a possibilidade de se trabalhar com o digestor RSO/lodo integrado com um reator UASB, apesar do predomínio da fase acidogênica no digestor RSO/lodo. O reator UASB tratando o lixiviado gerado no digestor RSO/lodo apresentou resultados de remoções de DQO entre 85 e 95% ao ser operado em condições estáveis para a carga orgânica volumétrica de 8 gDQO/l.dia. O reator que tratava somente lodos de tanques sépticos mostrou-se capaz de remover a DQO com eficiência em torno de 90%. Em relação ao tipo de mecanismo verificado no reator, o balanço de massa mostrou que a atividade biológica e a decantação estiveram presentes de forma equivalente. Nos ensaios de biodegradabilidade dejetos/RSO, observou-se uma forte correlação entre a porcentagem de remoção de DQO e a adição de dejetos suínos sugerindo que ocorreria uma preferência dos microrganismos em degradar os dejetos suínos, não sendo notado uma melhora na biodegradação dos RSO. No entanto, a adição de dejetos suínos parece ter contribuído para o tamponamento do meio. Quanto à adição de inóculo em um substrato contendo dejetos e RSO em partes iguais, os ensaios indicam que apesar de favorecer a biodegradação do substrato, isto não irá resultar necessariamente em uma maior produção de biogás.

## ABSTRACT

The present work aimed to study the efficiency of anaerobic digestion in the bio-stabilization of high concentration organic solids, such as: organic solid residues (RSO) from waste of public markets, sludge of septic tanks, swine manure and leachate. It was performed anaerobic assays using septic tank sludge alone and together with RSO. In the last case, part of the leached produced in the digester RSO/sludge was treated in an up flow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) for further recycling in the RSO/sludge in a mixture with non-treated leachate, both in equal parts. Co-digestion of RSO and swine sludge was also studied, trying to define which type and amount of inoculum would be used, and the better proportion of manure and RSO (in terms of volatile solids) to have the more efficient condition of the process. Biodegradability essays involving swine manure and RSO were also developed attempting to define: the type and quantity of inoculum to be used, if a co-digestion process is happening, and what is the best manure/RSO proportion (in terms of volatile solids) to be adopted. In the experiments of anaerobic digestion of septic tank sludge integrated with RSO, the results indicate the possibility of working with the RSO/sludge digester integrated with a UASB reactor, in spite of prevalence of the acidogenic phase in the RSO/manure digester. The UASB reactor, while treating the leached generated in the sludge/RSO digester, presented results of COD removal between 85 and 95% when operating under stable conditions loading rates of 8 gCOD/l/day. The reactor that was treating only septic tank sludge was able to remove the DQO and the solids with average efficiency above 90%. Regarding the type of mechanism observed in the reactor, the mass balance showed that the presence of biological activity and the decantation were equivalent. In the manure/RSO biodegradability essays, it could be observed a strong correlation between the percentage of removal of DQO and the addition of swine manure, suggesting that the microorganisms preferred to degrade the swine manure while there was no increasing in the RSO biodegradation. However, the addition of the swine manure seemed to have contributed to the buffering of the medium. Regarding the addition of inoculus in a substrate containing in equal parts manure and RSO, however the essays indicate that it favors the substrate biodegradation, it will not necessarily result in a better production of biogas.



## 1- INTRODUÇÃO

## 1- INTRODUÇÃO

De acordo com informações fornecidas pela Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000, realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, são produzidos diariamente no Brasil 125.281 toneladas de resíduos sólidos domiciliar sendo que, em número de municípios, 63,6% utilizavam depósitos a céu aberto (lixões) e 32,2% aterros (13,8% aterros sanitários e 18,4% aterros controlados) como seu destino final. A situação torna-se mais grave ao se verificar que muitos aterros denominados de controlados nada mais são do que lixões cobertos por terra e por isso apresentam os mesmos riscos que estes ao meio ambiente e conseqüentemente à população.

Na Europa a produção diária de resíduos sólidos orgânicos municipais fica em torno de 400.000 toneladas e devido ao enorme impacto ambiental dos aterros sanitários, muitos já estão fechando naquele continente (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2000). Entre os impactos que um aterro causa à natureza encontra-se a geração de um líquido escuro e de odor desagradável, denominado por chorume ou lixiviado, que é produto da degradação química e microbiológica dos resíduos sólidos e que pode contaminar as águas subterrâneas e de superfícies.

No que diz respeito ao esgotamento sanitário, dados do IBGE (IBGE - PNSB, 2000) mostram que este é o serviço de saneamento básico com menor cobertura nos municípios brasileiros, embora tenha crescido 10,6%. Cerca de 47,8% dos municípios brasileiros não têm coleta de esgoto adequada e muitas residências fazem uso de sistemas individuais de tratamento tais como tanques sépticos que são de fácil construção e manutenção, além do seu baixo custo. Porém, percebe-se que em muitas situações os tanques sépticos não são construídos e nem operados de

acordo com a norma brasileira NBR 7229/93, o que representa um risco à saúde pública. Um exemplo disto está na falta de cuidados com relação à retirada e destinação final dos lodos gerados pelos tanques sépticos, visto que, estes lodos ainda podem apresentar uma carga bastante elevada de poluente.

Outros resíduos que representam grande risco para a qualidade de vida das pessoas e ao meio ambiente, sendo particularmente mais grave na região sul do Brasil, são os dejetos suínos. Segundo Miranda *et al.* (2002), o estado de Santa Catarina possui uma produção anual de cerca de 18 milhões de metros cúbicos de dejetos suínos, que são lançados no meio ambiente afetando a qualidade das águas, expresso em termos de poluição orgânica, proliferação de microrganismos entéricos, aumento das concentrações de nitrato e de cobre; afetando a qualidade dos solos devido ao excesso de fósforo e em taxas elevadas de aplicação dos dejetos como fertilizantes e também a qualidade do ar, que pode ser evidenciada pela geração de maus odores.

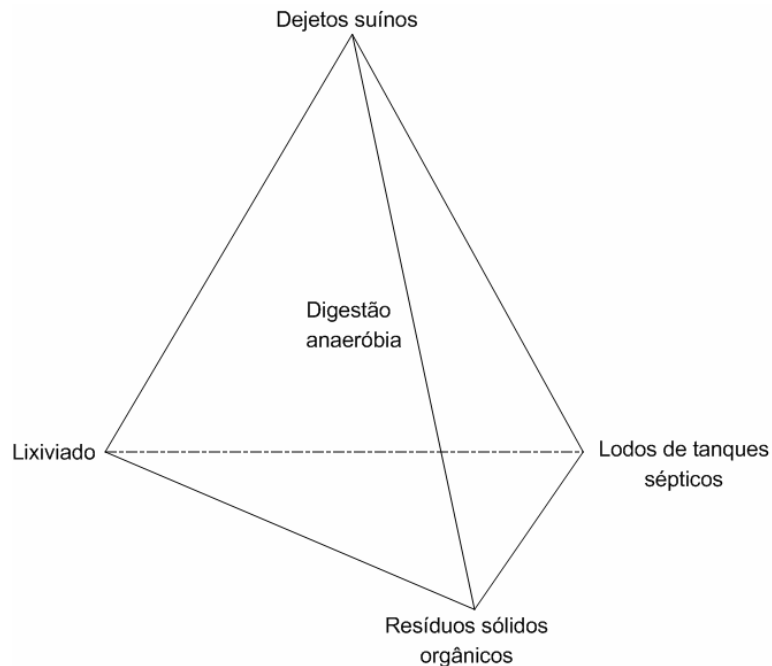
Deste modo, vários estudos têm sido realizados no sentido de se desenvolver processos de tratamento biológico de resíduos sólidos urbanos. Entre os diversos tipos de tratamento biológico, destaca-se a digestão anaeróbia em fase semi-sólida. No entanto, no caso mais específico dos resíduos sólidos orgânicos de sobras de feira e/ou atividade agrícola, a presença de compostos poliméricos de difícil degradação, como a celulose e a lignina, seria um fator relevante a interferir no processo de digestão anaeróbia.

Sosnowski *et al.* (2002) apontam a co-digestão destes resíduos com outros substratos como uma forma de otimizar o processo de tratamento. Acredita-se que o uso de um co-substrato melhoraria, por exemplo, a produção de biogás, o efeito sinérgico entre os microrganismos e o balanço de nutrientes no meio de digestão.

Porém, ainda não está claro se alguns resíduos teriam efeitos adversos quando adicionados em um digestor estável ou usados em conjunto com outro resíduo.

Visto o risco que representa ao meio ambiente a falta de um destino final adequado aos resíduos de elevada concentração de matéria orgânica, o presente trabalho busca avaliar a digestão anaeróbia na bioestabilização de resíduos com estas características, quais sejam: resíduos sólidos orgânicos (RSO) obtidos de sobras de feira livre, lodos de tanques sépticos, dejetos suínos e também o lixiviado gerado nos processos de decomposição do RSO. Primeiramente desenvolveram-se estudos sobre a digestão anaeróbia de lodos de tanques sépticos isolados e integrados com RSO (BELLI FILHO *et al.*, 2002; RITA *et al.*, 2002<sup>a</sup>; RITA *et al.*, 2002<sup>b</sup>; PINTO *et al.*, 2003). Na digestão de RSO integrado com lodos de tanques sépticos houve a recirculação de parte do lixiviado (chorume) produzido para o digestor de RSO/lodo e o tratamento de outra parte em um reator de fluxo ascendente e manta de lodo, normalmente conhecido por UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), retornando posteriormente ao digestor RSO/lodo.

Em uma segunda etapa estudou-se a degradação de RSO integrado com dejetos suínos, procurando definir a melhor proporção entre dejetos suínos/RSO, o tipo de inóculo a ser utilizado e qual seria a proporção inóculo/substrato para um desempenho ótimo do processo anaeróbio. Deste modo, através da integração entre os vários tipos de resíduos envolvidos, o presente trabalho espera ampliar os conhecimentos na área de digestão anaeróbia, conforme pode ser vislumbrado pela Figura 1.



**Figura 1- Esquema de integração entre os vários resíduos em estudo com a digestão anaeróbia .**

Este trabalho contou com o apoio financeiro do PROSAB/FINEP/CNPq, que desde 1996 vem sustentando pesquisas aplicadas nas áreas de abastecimento de água, águas residuárias e resíduos sólidos, sendo realizado em parceria entre os seguintes laboratórios dos Departamentos de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) e de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos (EQA) da Universidade Federal de Santa Catarina:

- Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU - ENS) ⇒ que desenvolve pesquisas na área de tratamento anaeróbio de dejetos suínos, chorume e resíduos sólidos, além de estudos na parte de controle e tratamento de odores por meio de biofiltração.

- Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos (LARESO - ENS) ⇒ que desenvolve pesquisas básicas e aplicadas na área de gestão e tratamento de resíduos sólidos de origem urbana, industrial e agrícola como, por exemplo, a modelagem do grau de lixiviação de resíduos e o desenvolvimento de sistemas de

separação de plásticos resíduos, passando pelo desenvolvimento de ferramentas computacionais de apoio a gestão de resíduos de todas as naturezas.

- Laboratório de Engenharia Bioquímica (ENGE BIO - EQA)  $\Rightarrow$  que através do grupo de Tratamento Biológico de Resíduos trabalha na área de desenvolvimento de processos biológicos de tratamento de resíduos sólidos e líquidos provenientes de atividades urbanas, industriais e agroindustriais.

## **2- OBJETIVOS**

## **2- OBJETIVOS**

### **2.1- Objetivo Geral**

O objetivo deste trabalho é avaliar a aplicação da digestão anaeróbia para bioestabilizar os resíduos sólidos orgânicos (RSO), lodos de tanques sépticos, dejetos suínos, bem como a co-digestão entre estes resíduos.

### **2.2- Objetivos específicos**

- Avaliar a digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos integrados com lodos de tanques sépticos pelo processo de digestão anaeróbia em fase semi-sólida;
- Dar a partida, operar e caracterizar um reator UASB para a degradação de lixiviado produzido pelo reator em fase semi-sólida;
- Avaliar o potencial de biodegradação anaeróbia dos lodos de tanques sépticos para fins de estabilização;
- Avaliar a potencialidade de uso do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos integrados com dejetos suínos.



### **3- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **3- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **3.1- Resíduos sólidos**

É preocupante a situação dos resíduos sólidos no mundo, uma vez que se tornam cada vez mais complexos o seu tratamento e disposição final. O crescimento da população mundial acarretou um aumento significativo da geração dos resíduos sólidos e com o desenvolvimento tecnológico o aumento foi não só quantitativo como qualitativo destes resíduos, visto que são lançados no mercado cada vez mais novos produtos potencialmente perigosos ao meio ambiente. O Brasil, com uma população estimada de 170 milhões de habitantes produz diariamente algo em torno de 125.281 toneladas de resíduos sólidos domiciliar sendo que 47,1% eram destinados a aterros sanitários, 22,3 % a aterros controlados e, um dado ainda preocupante, que 30,5 % dos resíduos vão para lixões (IBGE -PNSB, 2000). Como cerca de 61% dos resíduos sólidos gerados no país é composto por matéria facilmente degradável e 21% por fração moderadamente degradável (PINTO, 2000), o desenvolvimento da coleta seletiva de resíduos e dos sistemas de triagem nas usinas, seria capaz de estimular um melhor aproveitamento da fração orgânica dos resíduos sólidos através da implementação de novas técnicas de tratamento, tais como, a digestão anaeróbia, que favoreceria a geração de energia por meio do biogás produzido e a valorização da fração orgânica como condicionador de solos.

##### **3.1.1- Classificação dos resíduos sólidos**

A Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT –, através da NBR 10.004, define os resíduos sólidos como aqueles que se apresentam nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades da comunidade de origem industrial,

doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível. Esta norma classifica os resíduos em duas categorias:

- Resíduos classe I - Perigosos: são aqueles que em função de suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas, podem apresentar riscos à saúde pública, provocando ou acentuando, de forma significativa, um aumento de mortalidade ou incidência de doenças e/ou apresentar riscos ao meio ambiente, quando manuseados ou destinados de forma inadequada. São resíduos que podem apresentar características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.
- Resíduos classe II - Não perigosos: estes resíduos são subdivididos em resíduos classe II A (Não inertes) e resíduos classe II B (Inertes). Os resíduos classe II A são aqueles que não se enquadram na classe I (perigosos) ou na classe II B (Inertes). Estes resíduos podem ter propriedades, tais como: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água. Os resíduos classe II B (inertes) são aqueles que, quando amostrados de uma forma representativa, e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou desionizada, à temperatura ambiente, não tiverem nenhum de seus constituintes

solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de águas, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

Os resíduos sólidos ainda são classificados de acordo com sua origem em urbanos, agrícolas, radioativos e outros. Com relação aos resíduos urbanos, estes se subdividem em doméstico, comercial, especiais, varrição, industrial, de serviços de saúde e de aeroportos, portos e terminais rodoviários e ferroviários (SCHALCH, 1995 apud OLIVEIRA e PASQUAL, 1998).

De acordo com Gomes (1989), os resíduos sólidos também podem ser classificados por grau de biodegradabilidade:

- Facilmente degradáveis: materiais de origem biogênica.
- Moderadamente degradáveis: papel, papelão e outros produtos celulósicos.
- Dificilmente degradáveis: trapos, couro (tratado), borracha e madeira.
- Não-degradáveis: vidros, metal e plástico.

Estas classificações tornam-se importantes para o desenvolvimento de trabalhos de caracterização de resíduos em um município e assim definir a melhor forma de coleta, tratamento, disposição final a ser feita e avaliar a viabilidade de aproveitamento da matéria inorgânica para instalação de usina de triagem e posterior venda dos materiais recicláveis (STECH, 1990 apud OLIVEIRA e PASQUAL, 1998). Para Schio (2001), a disposição final dos resíduos de produtos domésticos perigosos é um desafio que requer providências urgentes visto o risco que representam para o homem e o meio ambiente. Além disso, seu gerenciamento vem se tornando cada vez mais complexo devido ao número crescente de produtos

classificados como perigosos que são lançados no mercado consumidor, inclusive para uso doméstico. A Tabela 3.1 mostra a composição física média dos resíduos sólidos urbanos no Brasil.

**Tabela 3.1 - Composição física média dos RSU no Brasil.**

COMPONENTES	MÉDIA (% em peso)
Matéria orgânica	60,0
Papel/papelão	25,0
Metal	4,0
Plástico	3,0
Vidro	3,0
Outros	5,0

Fonte: IPT (1995)

### **3.1.2- Disposição e tratamento dos resíduos sólidos**

Durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, ocorrida no Rio de Janeiro em junho de 1992, foi elaborado seu principal documento denominado por "Agenda 21". Este documento, que foi assinado por mais de 170 países, visa promover um novo padrão de desenvolvimento que concilie equilíbrio ambiental com justiça social e desenvolvimento econômico. Com relação aos resíduos, os capítulos 20 e 21 estabeleceram recomendações quanto ao uso, deveres e gerenciamento a serem adotados.

O capítulo 20 trata do manejo ambientalmente saudável dos resíduos perigosos e aborda pontos como, por exemplo:

- Prevenção da geração de resíduos perigosos e a reabilitação dos locais contaminados sendo que ambos exigem conhecimentos, pessoal qualificado, instalações, recursos financeiros e capacidades técnicas e científicas;

- Recuperação de resíduos perigosos para convertê-los em matérias úteis. Como consequência, torna-se importante a implementação ou modificação de tecnologias existentes e o desenvolvimento de novas tecnologias que permitam uma menor produção de resíduos (desenvolvimento de tecnologias limpas);
- Estabelecimento de programas de informação e conscientização públicos sobre as questões relativas aos resíduos perigosos;
- Fortalecimento da capacidade nacional para detectar e reprimir qualquer tentativa ilícita de introduzir resíduos perigosos no território de qualquer Estado, em violação da legislação nacional e dos instrumentos jurídicos internacionais pertinentes.

No capítulo 21 são tratados o manejo ambientalmente saudável dos resíduos sólidos e questões relacionadas com os esgotos, discutindo de forma ampla as seguintes áreas relacionadas com os resíduos:

- Redução ao mínimo dos resíduos;
- Aumento ao máximo da reutilização e reciclagem ambientalmente saudáveis dos resíduos;
- Promoção do depósito e tratamento ambientalmente saudáveis dos resíduos;
- Ampliação do alcance dos serviços que se ocupam dos resíduos.

Neste capítulo ainda consta que como as quatro áreas de programas estão correlacionadas e se apóiam mutuamente, devem estar integradas a fim de constituir uma estrutura ampla e ambientalmente saudável para o manejo dos resíduos sólidos municipais. A combinação de atividades e a importância que se dá a cada uma

dessas quatro áreas variarão segundo as condições sócio-econômicas e físicas locais, taxas de produção de resíduos e a composição destes.

Dentro do proposto na Agenda 21 e o que vem sendo feito atualmente com relação à disposição dos resíduos sólidos verifica-se as seguintes práticas:

#### Disposição a céu aberto (lixões)

Consiste em uma forma inadequada de disposição final de resíduos sólidos, onde os resíduos são jogados sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública; é ainda a forma mais utilizada nos municípios brasileiros (IPT, 1995). Contudo, observa-se que está havendo uma diminuição do uso desta alternativa no Brasil (IBGE -PNSB, 2000) devido, entre outros fatores, às restrições impostas na legislação pelas instituições controladoras de poluição. Entre os diversos problemas gerados pelos lixões há a geração de grande quantidade de gases e líquidos altamente contaminados e com maus odores, a partir da matéria orgânica putrefata e a proliferação de diversos vetores (moscas, mosquitos, ratos, baratas, etc.) causadores de doenças como febre tifóide, febre paratífóide, doenças entéricas em geral, cólera, dengue e leptospirose (PEREIRA NETO, 1998).

#### Aterro controlado

Local utilizado para despejo do resíduo sólido coletado, em bruto, com cuidado de, após a jornada de trabalho, cobri-lo com uma camada de terra, sem causar danos ou riscos à saúde pública e a segurança, minimizando os impactos ambientais. No entanto, na prática esta técnica é apenas uma variação de lixão, pois, os resíduos sólidos acabam sendo cobertos por terra de forma arbitrária, reduzindo, desta maneira, apenas os problemas de poluição visual e não reduzindo

as poluições do solo, das águas e atmosférica. Os transtornos gerados acabam sendo os mesmos de um lixão. Como ainda 82% dos municípios utilizam lixões e/ou aterros controlados (IBGE -PNSB, 2000), existe a possibilidade de que os serviços de limpeza pública estejam despejando também nestes locais resíduos de origem hospitalar, representando um risco a mais para as pessoas que sobrevivem do serviço de catação bem como daquelas que moram no entorno destes depósitos.

### Incineração

Método de tratamento que utiliza a decomposição térmica via oxidação, com o objetivo de tornar um resíduo menos volumoso, menos tóxico ou atóxico, ou ainda eliminá-lo, convertendo-o em gases ou resíduos incombustíveis e/ou livres de microrganismos (SABESP, 2001). Este processo, portanto, é recomendável para o tratamento de resíduos hospitalares, pesticidas, solvente, óleos não recuperáveis, dentre outros (BENAVIDES, 1991 apud SCHIO, 2001). Porém, existe uma série de problemas associados com a operação dos incineradores, principalmente com relação à poluição atmosférica proveniente dos gases gerados na combustão do resíduo sólido. Para que estes gases sejam devidamente tratados, os custos de operação de um incinerador são aumentados excessivamente, praticamente inviabilizando o processo (IPT, 1995).

### Compostagem

É um processo biológico, aeróbico e controlado, no qual a fração orgânica biodegradável é convertida, através da ação de microrganismos já existentes ou inoculados na massa de resíduo sólido, em um produto estável similar ao húmus e que pode ser usado como fertilizante. Para Pereira Neto (1998), além do



fornecimento do biofertilizante, a compostagem apresenta ainda como vantagem não requerer mão-de-obra qualificada, pode ser desenvolvida em sistemas simplificados e de baixo custo, mantendo a mesma eficiência obtida nos processos mecanizados. Este autor considera que a compostagem deve ser um dos sistemas privilegiados em um modelo de gestão de resíduos sólidos no Brasil. Estas considerações foram feitas em virtude do grande percentual de resíduos orgânicos gerados diariamente nos municípios brasileiros, as condições climáticas do país, o solo e suas características agrícolas e observando os impactos irreversíveis associados a esses resíduos orgânicos quando dispostos em lixões e aterros sem o devido tratamento de percolados. No entanto, Philippi Jr. e de Oliveira e Aguiar (2005) lembram que a compostagem é um processo lento que pode levar de 45 a 180 dias e que geralmente exige áreas relativamente grandes de pátio para a etapa denominada de *cura*. Além disso, esta técnica é condicionada a ser praticada em materiais de elevada fração orgânica, sendo necessário que haja um trabalho de coleta seletiva nos locais onde for adotado este sistema (IPT, 1995).

#### Aterro sanitário

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (NBR 8.419) define aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos como sendo a técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza os princípios da engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume possível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário.

Um aterro sanitário, quando tecnicamente executado, constitui bom destino final, sob o ponto de vista sanitário, sempre que não haja perigo de poluição dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos (FUNASA, 2002). No entanto, se mal projetado, um aterro pode causar poluição do ar (exalação de odores, gases tóxicos ou material particulado), das águas superficiais (pelo escoamento de líquidos percolados ou carreamento de resíduos pela ação das águas de chuva), do solo e das águas subterrâneas (pela infiltração de líquidos percolados) (SABESP, 2001). Infelizmente, segundo Oliveira e Pasqual (1998), há prefeituras que utilizam o termo aterro controlado como se fosse um aterro sanitário, mas o que se verifica é a existência de lixões recobertos por terra sem seguir as normas da ABNT para aterros sanitários. O estudo destes autores foi realizado na microrregião da Serra de Botucatu, São Paulo, mas esta visão das prefeituras locais podem ser estendidas para outras prefeituras do país.

#### Coleta seletiva e reciclagem

A coleta seletiva é um sistema de recolhimento dos resíduos recicláveis inertes (papéis, plásticos, vidros e metais) e orgânicos (sobras de alimentos, frutas e verduras), previamente separados nas próprias fontes geradoras, com a finalidade de reaproveitamento e reintrodução no ciclo produtivo. Este sistema pode ser implantado em municípios, bairros residenciais, vilas, comunidades, escolas, escritórios, centros comerciais ou outros locais que facilite a coleta dos materiais recicláveis. Já a reciclagem é definida como uma série de atividades e processos, industriais ou não, que permitem separar, recuperar e transformar os materiais recicláveis componentes dos resíduos sólidos urbanos visando, também, reintroduzir os resíduos no ciclo produtivo (FUNASA, 2002).

A coleta seletiva vai ao encontro do proposto pela Agenda 21, pois uma vez adotada em uma localidade, este tipo de procedimento passa a servir de estímulo para o desenvolvimento de indústrias de reciclagem.

Dentre as vantagens da reciclagem destaca-se (BIDONE, 1999):

- A diminuição do consumo de matérias-primas virgens. A exploração de matérias-primas normalmente gera impacto ambiental; muitas delas não são renováveis e podem apresentar, ainda, exploração muito dispendiosa.
- A redução dos impactos ambientais, sanitários e sociais gerados tanto pelo lançamento indiscriminado de resíduos no ambiente quanto pela implantação de instalações para seu tratamento e destinação final.
- A geração de trabalho e renda, principalmente, para a população menos favorecida e para os pequenos e micro empresários.

No entanto, Bidone (1999) também aponta as seguintes dificuldades que podem ser encontradas para a implantação da reciclagem:

- A qualidade do material pode piorar com os sucessivos ciclos de síntese - transformação - uso - descarte, tendo algumas propriedades alteradas.
- A contaminação decorrente de restos de matéria orgânica, poeira e a presença de outros materiais. A separação na fonte e a coleta seletiva podem reduzir significativamente tais contaminações.
- No caso de alguns produtos, o custo da matéria-prima virgem é menor do que o do material reciclado, em função das dificuldades de coleta, transporte e manuseio, uma vez que o material normalmente se encontra disperso e deve ser separado e descontaminado.

É preciso destacar a necessidade de uma análise ambiental e social além da econômica para verificar a viabilidade da instalação de um processo de coleta seletiva e reciclagem em uma determinada localidade. É importante que os benefícios da reciclagem estejam bem claros para a comunidade e que a usina de reciclagem seja capaz de se auto-sustentar.

### **3.1.3- Resíduos sólidos orgânicos e lixiviado**

Mata-Alvarez *et al.* (2000) consideram como algo impreciso a definição do que é um resíduo sólido orgânico, entendendo-se como tal o resíduo orgânico biodegradável com um teor de umidade entre 85 e 90%. Segundo informações destes autores, na Europa a produção diária de resíduos sólidos orgânicos municipais encontra-se ao redor de 400.000 toneladas.

Os resíduos sólidos orgânicos compreendem grande parte dos resíduos sólidos urbanos, dos resíduos sólidos rurais ou agrícolas, de alguns tipos de resíduos industriais e de lodo de estação de tratamento de esgoto doméstico. De acordo com Pinto *et al.* (2000), o resíduo sólido domiciliar brasileiro apresenta uma quantidade elevada de resíduos orgânicos em sua composição. Estudos apontam que a quantidade de resíduos orgânicos nos resíduos sólidos ficaria em torno de 60% (IPT, 1995; CASTILHOS JR. e NAVARRO, 1989). Gomes (1989) verificou que nas comunidades de baixa renda a produção de material orgânico é maior, enquanto que nas comunidades de poder aquisitivo mais elevado as proporções são menores. No município de São Paulo, por exemplo, a contribuição dos resíduos plásticos na composição dos resíduos sólidos domiciliares aumentou ao longo de 40 anos, enquanto que, no mesmo período, a fração de matéria orgânica diminuiu (PHILIPPI JR. e de OLIVEIRA e AGUIAR, 2005).

Outro fato relevante é o desperdício de alimentos no país que leva toneladas de produtos para o lixo. Benincasa e Lucas Jr. (2000) consideraram que pelo menos 10% dos produtos comercializados nas centrais de abastecimentos são descartados na forma de resíduos. De acordo com isto, os autores estimaram que em 1991 na CEASA (Centrais de Abastecimento S.A.) do Município de Ribeirão Preto foram geradas 18.341 toneladas de resíduos sólidos. Na CEASA de Santa Catarina, chegam a ser comercializados anualmente cerca de 258 mil toneladas de hortifrutigranjeiros nas unidades dos municípios de São José, Blumenau e Tubarão. Somente em São José, município da Grande Florianópolis, foram comercializados no ano de 2003 cerca de 204 mil toneladas de hortifrutigranjeiros, compreendendo uma comercialização diária de mais de mil toneladas de produto, sendo que 2% desse volume diário vai para o lixo (fontes: CEASA/SC/Unidade São José e jornal Ceasa & Mercado nº 03, Março/2004).

Assim sendo, torna-se importante incentivar o desenvolvimento de usinas de triagem para a separação da fração inorgânica para fins de reciclagem e, por consequência, minimização do desperdício. A fração orgânica, por exemplo, poderia ser convertida em biofertilizante e biogás através da digestão anaeróbia, permitindo a recuperação energética deste tipo de resíduo. Além disso, por se tratar de uma fonte de energia renovável, promoveria a redução dos gases responsáveis pelo efeito estufa. Kübler e Rumphorst apud Mata-Alvarez *et al.* (2000) relataram que uma redução de 25-67% na emissão de CO<sub>2</sub> seria obtida com a combinação de tratamentos por compostagem e digestão anaeróbia.

Sobre o lixiviado, este pode ser definido como um líquido escuro, turvo e malcheiroso proveniente da degradação química e microbiológica dos resíduos sólidos (Morais *et al.*, 2003). Este líquido escuro também é denominado

por chorume, sumeiro, chumeiro ou percolado. O lixiviado costuma conter elevada carga de poluentes e sua composição química costuma ser bastante variável, por isso o seu escoamento sem que receba o tratamento e disposição adequados torna-se um dos problemas ambientais e de saúde pública mais relevantes associados aos resíduos sólidos (IPT, 2000). O lixiviado pode variar em composição, concentração e quantidade em função das características da população geradora dos resíduos (aspectos sócio-econômicos e culturais), topografia e geologia do local do tratamento e/ou destino final dos resíduos sólidos, formas de coleta dos resíduos, quantidade de chuvas, variações climáticas e das condições operacionais aplicadas no local onde o resíduo sólido é tratado e/ou depositado (GOMES *et al.*, 1999; PAGANINI *et al.*, 2003). Na Tabela 3.2 (IPT 2000), encontra-se valores da composição do lixiviado para diferentes idades de um aterro sanitário.

**Tabela 3.2 - Composição do lixiviado com diferentes idades.**

Parâmetro (mg/l) *	Idade do Aterro		
	1 ano	5 anos	16 anos
DBO	7.500 - 28.000	4.000	80
DQO	10.000 - 40.000	8.000	400
pH	5,2 - 6,4	6,3	-
SDT	10.000 - 14.000	6.794	1.200
SST	100 - 700	-	-
Condutividade	600 - 9.000	-	-
Alcalinidade (CaCO <sub>3</sub> )	800 - 4.000	5.810	2.250
Dureza (CaCO <sub>3</sub> )	3.500 - 5.000	2.200	540
Fósforo total	25 - 35	12	8
Ortofosfato	23 - 33	-	-
Nitrogênio amoniacal	56 - 482	-	-
Nitrato	0,2 - 0,8	0,5	1,6
Cálcio	900 - 1.700	308	109
Cloro	600 - 800	1.330	70
Sódio	450 - 500	810	34
Potássio	295 - 310	610	39
Sulfato	400 - 650	2	2
Manganês	75 - 125	0,06	0,06
Magnésio	160 - 250	450	90
Ferro	210 - 325	6,3	0,6
Zinco	10 - 30	0,4	0,1
Cobre	-	<0,5	<0,5
Cádmio	-	<0,05	<0,05
Chumbo	-	0,5	1,0

\* pH não tem unidade e condutividade é expresso em microhms por centímetro.

Fonte: IPT (2000)

Com relação à biodegradabilidade do lixiviado, esta varia não só com o tipo de resíduo sólido depositado, mas também com o tempo e pode ser determinada pela relação DBO<sub>5</sub>/DQO. Relações entre 0,4 e 0,6 são representativas da melhor biodegradabilidade e indicaria a possibilidade de tratar biologicamente este líquido.

Já valores entre 0,05 e 0,2, comuns em aterros antigos, representariam baixa biodegradabilidade e, portanto, a provável existência de compostos orgânicos recalcitrantes (HAMADA, 1997; SANTOS *et al.*, 2003). Problemas relacionados com o tratamento biológico do lixiviado ocorre em decorrência das suas características físico-químicas, elevadas cargas biológicas, altas concentrações de metais alcalinos e pesados, compostos halogenados, nitrogenados e deficiências nutricionais (SANTOS *et al.*, 2003).

De acordo com tudo que foi mencionado sobre o lixiviado, percebe-se que para a determinação do tipo de tratamento (biológico, físico-químico ou associação de ambos) e do grau de eficiência desejados os seguintes fatores devem ser considerados (ROBINSON e MARIS, 1979 apud IPT, 2000):

- Características do lixiviado: determinação das concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos e sua evolução ao longo do tempo;
- Presença de substâncias perigosas: determinação das concentrações de compostos químicos tóxicos e metais pesados;
- Alternativas de disposição do efluente tratado de maneira associada à legislação vigente: corpos d'água superficiais, redes coletoras de esgoto, tratamento no solo e recirculação para o aterro sanitário;
- Estudos de tratabilidade: levantamento de parâmetros para projeto e operação do aterro visando a escolha da tecnologia mais adequada;
- Avaliação das alternativas tecnológicas disponíveis;
- Necessidades operacionais: determinações analíticas, treinamento de técnicos, etc.;
- Custos de implantação e operação.



Lima *et al.*(2005), fizeram uma estimativa de produção de lixiviado para uma população de aproximadamente 505.000 habitantes ao longo de 20 anos de vida útil de um aterro sanitário e também selecionaram alternativas de tratamento para esse líquido. Os resultados de seus estudos indicaram que, em termos de custo final (implantação, operação e manutenção), a adoção de um sistema de lagoas de estabilização do tipo sistema australiano, que compreende o emprego de lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa, ou de um reator UASB, seriam alternativas interessantes de serem implantadas; sendo que o reator UASB exigiria uma área menor para a implantação total do sistema.

### **3.2- Lodos de tanques sépticos**

Em áreas não favorecidas por redes de esgotos públicos, torna-se necessária a implantação de instalações capazes de realizar a depuração biológica e bacteriana das águas servidas. Deste modo evita-se a contaminação do solo e da água.

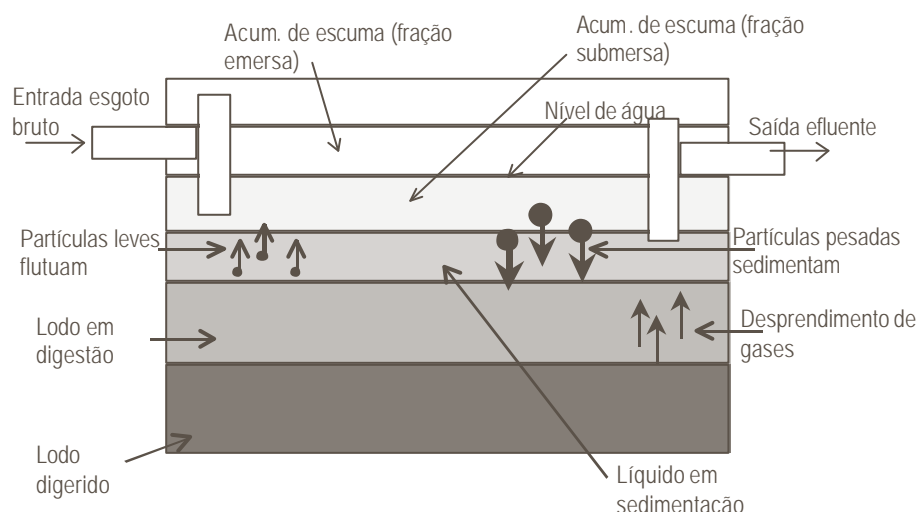
Estudos do IBGE (IBGE - PNSB, 2000) apontaram que dos 5507 municípios existentes em 2000, 2630 não eram atendidos por rede coletora, utilizando soluções alternativas como tanques sépticos e sumidouros, fossas secas, valas abertas e lançamentos em cursos d'água. Destas alternativas, os tanques sépticos é a mais praticada.

Porém a implantação e operação correta dos tanques sépticos depende de fatores como adequação do projeto conforme o recomendado pela NBR 7229/93. A limpeza destes tanques processa-se de forma desordenada, e em muitas situações com uma frequência que não permite a adequada atividade biológica para o tratamento dos esgotos sanitários.

Na gestão de sistemas com tanques sépticos deve-se fornecer atenção ao lodo descartado destes reatores, haja vista que ainda possuem elevada carga de poluente. Melo (2004) apud Rocha e Sant'Anna (2005), constatou que no município de Florianópolis, durante a alta temporada de verão, algumas empresas limpafossas chegam a recolher até 720 m<sup>3</sup> de lodo por mês sem qualquer fiscalização efetiva de sua destinação final.

### 3.2.1- Tanques sépticos

Os tanques sépticos (Figura 3.1) são câmaras fechadas destinadas a reter os despejos domésticos, por um período de tempo estabelecido, de modo a permitir a decantação e transformação dos sólidos contidos nas águas de esgotos em substâncias e compostos mais simples e estáveis. Economicamente o tanque séptico é recomendado para até 100 habitantes. Esse sistema requer que as residências disponham de suprimento de água (FUNASA, 2002).



**Figura 3.1- Funcionamento geral de um tanque séptico (Fonte: ABNT-NBR-7229/93).**

Seus principais objetivos consistem em dar aos seus efluentes condições de impedir a poluição de mananciais destinados ao abastecimento domiciliário; evitar a alteração da vida aquática nas águas receptoras; não prejudicar as condições de balneabilidade das praias e outros locais de recreio e esporte; impedir a poluição de águas subterrâneas, de águas localizadas (lagoas e lagos) e de cursos d'água.

O funcionamento geral de um tanque séptico (Figura 3.1) ocorre da seguinte forma:

- Retenção: o esgoto é retido no tanque por um período pré-estabelecido, que pode variar de 12 a 24 horas, dependendo das contribuições afluentes;
- Decantação: simultaneamente à fase de retenção, processa-se uma sedimentação de 60 a 70% dos sólidos em suspensão contidos nos esgotos, formando-se o lodo. Parte dos sólidos não decantados, formados por óleos, graxas gorduras e outros materiais misturados com gases é retida na superfície livre do líquido, no interior do tanque séptico, denominados de espuma;
- Digestão: tanto o lodo como a espuma são atacados por bactérias anaeróbias, provocando uma destruição parcial de organismos patogênicos;
- Redução de volume: da digestão, resultam gases, líquidos e acentuada redução de volume dos sólidos retidos e digeridos, que adquirem características estáveis capazes de permitir que o efluente líquido do tanque séptico possa ser lançado em melhores condições de segurança do que as do esgoto bruto. Porém, apesar da contínua redução do volume de lodo, haverá sempre um acúmulo ao longo dos meses de operação do

tanque séptico. Como consequência, a acumulação de lodo e de espuma leva a uma redução do volume útil do tanque, demandando a remoção periódica desses materiais.

### **3.2.2- Acumulação de lodo em tanques sépticos**

O estudo de como se dá o acúmulo de lodo nos tanques sépticos é importante para a estimativa do momento ideal de seu descarte e, desse modo, garantir o bom funcionamento de um digestor anaeróbio. Caso o lodo não seja retirado do tanque séptico, em intervalos de limpeza regulares, haverá a redução no tempo de detenção hidráulica e, conseqüentemente, perda na eficiência da remoção de sólidos e DBO (PHILIPPI, 1992 e 1993; CHERNICHARO, 1997).

Philippi (1992,1993) desenvolveu um trabalho sobre o funcionamento de tanques sépticos analisando o comportamento de 42 instalações deste tipo ao longo de 3 anos. O volume dos tanques pesquisados variavam entre 2 e 4 m<sup>3</sup> e eram ou construções recentes ou que ainda não haviam sido limpos. O autor relata que a análise do lodo se mostra mais interessante que o efluente de saída por ser um bom revelador do estado de digestão e, portanto, do funcionamento do tanque séptico.

A taxa de acumulação de lodo, expressa em l/pessoa.dia, é o parâmetro mais representativo do sistema. Os resultados do estudo mostraram que valores de taxa de acumulação de lodo  $\leq 0,2$  l/pessoa.dia assinalam um funcionamento hidráulico e biológico adequado. Este valor permite calcular um volume de tanque séptico para um dado intervalo de limpeza: nas condições pesquisadas pelo o autor, limpezas a cada 5 anos constituem objetivos satisfatórios.

De acordo com a NBR 7229/93, o lodo e a espuma acumulados nos tanques devem ser removidos a intervalos equivalentes ao período de limpeza do projeto que pode variar de 1 a 5 anos. O intervalo pode ser acumulado ou alongado quanto aos parâmetros de projeto, sempre que se verificarem alterações nas vazões efetivas de trabalho com relação às estimadas. Quanto à remoção do lodo digerido, aproximadamente 10% de seu volume devem ser deixados no interior do tanque.

### 3.2.3- Características e disposição final dos lodos descartados dos tanques sépticos

Entre os vários problemas enfrentados no uso de tanques sépticos encontra-se o tratamento e disposição final do lodo acumulado. Como foi visto, o lodo e a espuma gerados devem ser retirados dos tanques sépticos em intervalos de tempo estabelecidos durante o projeto.

A Tabela 3.3, adaptada de Andreoli *et al.* (2001), apresenta algumas características dos lodos de tanques sépticos.

**Tabela 3.3- Características e quantidade de lodo produzido em tratamento de esgotos com tanque séptico.**

Sistema	Lodo removido na fase líquida			
	kgSS/kgDQO aplicada	Teor de sólidos secos (%)	Massa de lodo (gSS/hab.dia) <sup>a</sup>	Volume de lodo (l/hab.dia) <sup>b</sup>
Tanque séptico	0,20 – 0,30	3 - 6	20 - 30	0,3 – 1,0
Tanque séptico +filtro biológico	0,27 – 0,39	1,4 – 5,4	27 - 39	0,5 – 2,8

a- Assumindo 0,1 kgDQO/hab.dia e 0,06 kgSS/hab.dia. SS = sólidos suspensos.

b- Litros de lodo/hab.dia = [(gSS/hab.dia)/sólidos secos (%)] x (100/1000) (assumindo densidade de 1000 kg/m<sup>3</sup>). Fonte: adaptado de Andreoli *et al.*, 2001.

Rocha e Sant' Anna (2005) consideram imprescindível, o controle da origem das cargas dos caminhões limpa-fossas, bem como a regulamentação destes

despejos para o bom funcionamento de um sistema de tratamento do lodo, uma vez que as características dos lodos de tanque sépticos são muito variáveis e não é desejável que compostos químicos tóxicos atinjam o tratamento biológico. A Tabela 3.4, apresenta o resultado obtido por estes autores, sobre as características dos resíduos despejados pelos caminhões limpa-fossas na ETE do Município de Joinville, confirmando a heterogeneidade dos resíduos e a necessidade, segundo os autores, de definir padrões de lançamentos baseados na caracterização dos lodos de tanques sépticos.

**Tabela 3.4- Características dos resíduos despejados por caminhões limpa-fossas, na ETE-Jarivatuba, em Joinville/SC.**

PARÂMETROS	EMPRESAS LIMPA-FOSSAS					
	A	B	C	D	E	F
Temperatura (°C)	22,5	25,2	23,4	24,3	25,3	-
pH	8,3	6,64	6,69	5,44	7,1	8,54
Sulfitos (mg/l)	41	2,1	2813	112	1235	153
Sulfetos (mg/l)	0,129	0,83	74	1,17	14	10,53
DQO (mg/l)	2995	144	19830	9180	7320	8000
DBO (mg/l)	784	60,3	8600	1768	4200	1560
Fósforo (mg/l)	24,89	1,75	444,63	8,67	32	158,8
Sólidos sedimentáveis (ml/l)	120	0,8	90	1	310	580
Sólidos voláteis (mg/l)	5,43	535	3100	5,8	770	1,3
Sólidos fixos (mg/l)	6,61	218	5060	4,36	70	7,4
Sólidos suspensos (mg/l)	11,2	110	1750	850	230	1,7
Sólidos totais (mg/l)	12,04	753	8160	10,24	840	8,7
Alcalinidade total (mg/l)	1375	42,3	1250	6105	562	2560
Óleos e graxas (mg/l)	1203	110	3235	787	58	430
Nitrito (mg/l)	-	-	0,02	-	0,03	0,003
Nitrato (mg/l)	-	1,4	1,2	-	3,25	1,31
Amônia (mg/l)	141,95	64,51	3280	134,16	825,49	164,65
Nitrogênio total (mg/l)	141,95	65,91	3281,22	134,16	828,77	166,01

Fonte: Rocha e Sant' Anna (2005).

A NBR 7229/93 discute o seguinte sobre a disposição do lodo e da espuma:

- O lodo e a espuma removidos dos tanques sépticos em nenhuma hipótese podem ser lançados em corpos d'água ou galerias de águas pluviais;
- O lançamento do lodo digerido em estações de tratamento de esgotos ou em pontos determinados da rede coletora de esgotos, é sujeito à aprovação e regulamentação por parte do órgão responsável pelo esgotamento sanitário na área considerada;
- No caso de tanques sépticos para atendimento a comunidades isoladas, deve ser prevista a implantação de leitos de secagem, projetados de acordo com a normalização específica. Estes devem estar localizados em cota adequada à disposição final ou ao retorno dos efluentes líquidos para os tanques;
- O lodo seco pode ser disposto em aterro sanitário, usina de compostagem ou campo agrícola quando este não for voltado ao cultivo de hortaliças, frutas rasteiras e legumes consumidos crus;
- Quando a comunidade não dispuser de rede coletora de esgoto, os órgãos responsáveis pelo meio ambiente, saúde e saneamento básico devem ser consultados sobre o que fazer para os lodos coletados dos tanques sépticos poderem ser tratados, desidratados e dispostos sem prejuízos à saúde e ao meio ambiente.

### 3.3- Dejetos suínos

A suinocultura vem ocupando um importante papel na economia do país, principalmente nos estados da região sul. O Brasil, no ano de 2003, foi o 4º maior produtor mundial de carne suína com uma produção de 2,79 milhões de toneladas e a região sul do país concentrou 43% do rebanho total (MIRANDA, 2005).

O estado de Santa Catarina possui um rebanho em torno de 5,5 milhões de cabeças distribuídas em mais de 60 mil propriedades. A suinocultura catarinense é realizada principalmente em pequenas e médias propriedades e a produção de matéria orgânica no estado é de 18 milhões de metros cúbicos por ano. Desse montante, apenas 15% possui manejo sustentável. A suinocultura concentra-se principalmente nas regiões oeste e sul do estado, sendo que no sul o município de Braço do Norte é o mais adensado. Segundo Censo realizado pelo IBGE no ano de 2000, Braço do Norte possui um rebanho de 153.625 animais, o que o torna a segunda maior concentração de suínos por km<sup>2</sup> do mundo (792 suínos/km<sup>2</sup>), perdendo apenas para a região da Bretanha na França (MIRANDA *et al.*, 2002).

O grande problema desta atividade é que a maioria dos suinocultores utiliza sistemas de produções que propiciam elevada geração de dejetos líquidos, ocasionado principalmente por vazamentos no sistema hidráulico, desperdício de água nos bebedouros e sistema de limpeza inadequados. A problemática se agrava devido a sistemas de armazenagem subdimensionados, infraestrutura de distribuição deficiente e pequena área agrícola para aplicação dos dejetos (BIPERS, 1998).



Em geral, os dejetos suínos são lançados sem qualquer tratamento, poluindo as águas, os solos e afetando a qualidade do ar nas regiões que têm tradição na atividade suinícola, através da emissão de maus odores e proliferação de insetos (BELLI FILHO *et al.*, 2001). Segundo Belli Filho (1995), o mau cheiro é devido aos dejetos não digeridos, sendo o tempo de estocagem importante para a sua redução. O autor aponta ainda que no momento do lançamento dos dejetos ao solo, o composto odorante mais importante é o  $H_2S$ , enquanto que nos dias após o lançamento, o odor passa a ser de nível médio e influenciado pelos ácidos graxos, fenóis e amônia ( $NH_3$ ).

A capacidade poluente dos dejetos suínos, em termos comparativos, é muito superior a de outras espécies. Utilizando-se o conceito de equivalente populacional um suíno, em média, equivale a 3,5 pessoas. Em outras palavras, uma granja com 600 animais possui um poder poluente, segundo esse critério, semelhante ao de um núcleo populacional de aproximadamente 2100 pessoas (BIPERS, 2002). De acordo com a *World Health Organization* (1987), os dejetos suínos apresentam um potencial poluidor em torno de 4,2 vezes maior do que o esgoto doméstico.

Deste modo, torna-se importante o estudo de novas técnicas de tratamento dos dejetos suínos que sejam capazes não só de reduzir os seus riscos ao meio ambiente, mas também garantir uma reintrodução destes no sistema produtivo, sejam como fonte de energia (através do biogás gerado em um tratamento anaeróbio) ou como fertilizante do solo, neste caso seu emprego deve ser planejado em função das características do solo, exigências das culturas, declividade, taxa e época de aplicação, formas e equipamentos de aplicação (PERDOMO, 1999).

### 3.3.1- Características dos dejetos suínos

Os dejetos suínos são constituídos por fezes, urina, água desperdiçada pelos bebedouros e de higienização, resíduos de ração, pêlos, poeiras e outros materiais decorrentes do processo criatório (BIPERS, 2002). Os dejetos podem apresentar grandes variações em seus componentes, dependendo da quantidade de água (diluição), tipo de alimentação, idade, raça e espécie dos animais, técnicas de criação, sistemas de remoção e estocagem dos dejetos e condições climáticas (GOULART, 1997; CARMO Jr., 1998). Estas variações podem ser mais bem observadas pela Tabela 3.5.

**Tabela 3.5- Composição química média dos dejetos suínos obtida na unidade do sistema de tratamento de dejetos da Embrapa, Concórdia/SC.**

<b>Parâmetros (mg/l)</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Média</b>
DQO	11.530,2	38.448,0	25.542,9
Sólidos totais	12.697,0	49.432,0	22.399,0
Sólidos voláteis	8.429,0	39.024,0	16.388,8
Sólidos fixos	4.268,0	10.408,0	6.010,2
Sólidos sedimentáveis	220,0	850,0	428,9
Nitrogênio total	1.660,0	3.710,0	2.374,3
Fósforo total	320,0	1.180,0	577,8
Potássio total	260,0	1.140,0	535,7

Fonte: Silva (1996).

O esterco líquido dos suínos contém matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos incluídos nas dietas dos animais. A Tabela 3.6 mostra a composição completa dos resíduos líquidos de suínos em unidade de crescimento e terminação.

**Tabela 3.6- Composição química média dos dejetos suínos em crescimento e terminação, manejados em fossas de retenção.**

<b>Parâmetros</b>	<b>Unidade</b>	<b>Média</b>	<b>Coefficiente de variação (%)</b>
pH		6,94	2,45
Umidade	%	90,38	1,42
Matéria seca	%	8,99	13,68
Sólidos totais	%	9,00	27,33
Sólidos voláteis	%	75,05	5,86
Fibra bruta	%	1,21	24,79
Energia bruta	kcal/kg	391,26	13,24
Proteína bruta	%	3,78	8,73
Nitrogênio total	%	0,60	8,33
Fósforo	%	0,25	28,00
Potássio	%	0,12	33,33
Cálcio	%	0,57	24,56
Magnésio	%	0,096	23,96
DBO <sub>5</sub>	g/l	52,22	22,71
DQO	g/l	98,65	17,32
Sódio	%	0,04	25,00
Cobre	mg/l	11,79	26,80
Zinco	mg/l	72,36	39,34
Manganês	mg/l	49,23	18,28
Ferro	mg/l	216,41	46,41

Fonte: Konzen (1980) apud Oliveira (1997).

### 3.3.2- Produção de dejetos suínos

Boa parte dos sistemas de produções de suínos existentes no sul do Brasil propicia elevada produção de dejetos líquidos, gerando problemas de manejo, armazenamento, distribuição e poluição ambiental.

A concepção das edificações, alimentação, tipo de bebedouros, sistema de limpeza e manejo determinam, basicamente, as características e o volume total dos dejetos produzidos. Considerando esses aspectos, deve-se prever a instalação de bebedouros adequados, aquisição de equipamentos de limpeza de baixa vazão e alta pressão, construção de sistemas que escoem a água de desperdício dos bebedouros e de limpeza para sumidouros, evitem a entrada da água do telhado e das enxurradas nas calhas e esterqueiras (BIPERS, 1998). Henn (2005) cita que

após a instalação de bebedouros ecológicos em uma pequena propriedade produtora de suínos, ocorreria uma expressiva redução no desperdício de água consumida pelos suínos e, conseqüentemente, os dejetos brutos tornaram-se mais densos e sofreram alterações significativas em suas características físico-químicas, melhorando a qualidade dos dejetos suínos como biofertilizante.

A quantidade total de esterco produzido por um suíno varia de acordo com o seu desenvolvimento ponderal, mas apresenta valores decrescentes de 8,5 a 4,9% em relação a seu peso vivo/dia para a faixa de 15 a 100 kg. Cada suíno adulto produz em média 7-8 litros de dejetos líquidos/dia ou 0,21 - 0,24m<sup>3</sup> de dejetos por mês (OLIVEIRA, 1993; BIPERS, 2002). A Tabela 3.7 mostra a média diária de dejetos por diferentes categorias de suínos.

**Tabela 3.7- Produção média diária de dejetos nas diferentes fases produtivas dos suínos.**

<b>Categoria</b>	<b>Esterco (kg/dia)</b>	<b>Esterco + urina (kg/dia)</b>	<b>Dejetos líquidos (l/dia)</b>
Suínos 25 a 100 kg	2,30	4,90	7,00
Porcas gestação	3,60	11,00	16,00
Porcas lactação + leitões	6,40	18,00	27,00
Cachaço	3,00	6,00	9,00
Leitões na creche	0,35	0,95	1,40
Média	2,35	5,80	8,60

Fonte: Adaptado de Oliveira (1993).

Para determinar a quantidade de dejetos produzidos numa criação, sugere-se utilizar os dados médios de produção de dejetos líquidos diários apresentados na Tabela 3.7, considerando o número de suínos presentes nas diferentes fases

produtivas ou elaborando a composição do rebanho, conforme a capacidade de alojamento da instalação e cronograma de produção (BIPERS, 2002).

Belli Filho *et al.* (2001) criticam a inexistência de um programa de sustentabilidade da suinocultura no Brasil que integrem os produtores de suínos e as agroindústrias, sendo também necessário o desenvolvimento de estratégias que envolvam os componentes humano (formação de recursos humanos), técnicos (desenvolvimento de metodologias e tecnologias) e de sensibilização (educação ambiental).

### **3.4- Processo de digestão anaeróbia**

No processo de digestão anaeróbia, ocorre a degradação da matéria orgânica através da atuação, principalmente, de microrganismos procarióticos anaeróbios facultativos e obrigatórios, cujas espécies fazem parte do grupo das bactérias fermentativas, acetogênicas produtoras de hidrogênio e metanogênicas. A existência de diversos grupos de bactérias faz com que a eficiência do processo anaeróbio dependa de uma perfeita interação entre estes grupos onde, os intermediários metabólicos de um grupo de bactérias podem servir como nutrientes ao crescimento de outras espécies (VAZOLLER, 1999). Como o processo ocorre na ausência de oxigênio, usa-se aceptores de elétrons inorgânicos como  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  ou  $\text{CO}_2$  e os produtos finais são metano (gás combustível de elevado teor calorífico) e compostos inorgânicos como o dióxido de carbono, amônia e gás sulfídrico. A produção de metano ocorre não somente em biodigestores especialmente configurados para este fim mas também em *habitats* naturais como os pântanos, sedimentos aquáticos ou o sistema gastrointestinal de animais superiores (CHERNICHARO, 1997; VAZOLLER, 1999).

O conhecimento sobre o processo de digestão anaeróbia não é recente. Em 1860, Louis H. Mouras construiu, na França, um tanque de alvenaria para liquefazer os resíduos do esgoto doméstico (MALINA Jr. e POHLAND, 1992). Posteriormente, em 1890, Donald Cameron projetou um tanque séptico para a cidade de Exter, Inglaterra, sendo o gás produzido utilizado para a iluminação pública. Por volta de 1920, Karl Imhoff desenvolveu, na Alemanha, um tanque biodigestor denominado tanque Imhoff (NOGUEIRA, 1992). Este tanque foi bastante difundido na época, sendo construído em 1935 uma bateria de tanques Imhoff com uma capacidade de 180.000 m<sup>3</sup>/dia para o tratamento de esgoto da cidade de Chicago (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

No entanto, a baixa eficiência na remoção de DBO (entre 30 a 50%) dos primeiros sistemas, fez com que estes fossem preteridos em favor do tratamento aeróbio (eficiência na remoção de DBO entre 90 a 95%). A baixa eficiência ocorria devido ao pouco ou nenhum contato entre a massa bacteriana anaeróbia e o material não sedimentável no afluente (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). Desse modo, passou-se a desenvolver novos modelos de biodigestores anaeróbios capazes de ter uma alta eficiência de remoção de material orgânico, mesmo quando o tempo de permanência fosse curto.

Os biodigestores anaeróbios modernos, denominados avançados ou não-convencionais, possuem um elevado desempenho em virtude da organização eficiente dos microrganismos anaeróbios e sua retenção no reator, que permitem a obtenção de reatores de altas cargas orgânicas, baixos tempos de detenção e, conseqüentemente, volumes reduzidos. Nestes reatores, os microrganismos são retidos como agregados de bactérias (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo), como biofilme sobre o material suporte (filme fixo e reatores de leito

fluidificado) ou como ambos, agregados e em biofilme (filtros anaeróbios) (NASCIMENTO, 1996). No Brasil, as pesquisas realizadas com biodigestores como os filtros anaeróbios e o reator de fluxo ascendente e manta de lodo, permitiram a adoção com sucesso desses sistemas tanto para o tratamento das águas residuárias de origem industrial como para os esgotos sanitários (VAZOLLER, 1999).

A utilização dos processos anaeróbios para o tratamento de resíduos possui atualmente inúmeras vantagens quando comparados com os processos aeróbios, como, por exemplo: baixa produção de lodo (5 a 10 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios); poucos requerimentos nutricionais à fermentação; tolerância a elevadas cargas orgânicas; degradação de certos compostos tóxicos, tais como halogenados recalcitrantes à degradação aeróbia; habilidade em preservar a atividade do lodo por longos períodos sob a ausência de alimentação; capacidade de reduzir o volume dos resíduos sólidos tratados, bem como de estabilizá-los; produção de um resíduo que pode ser usado como condicionador de solos e recuperação potencial de energia na forma de metano (biogás) (CHERNICHARO, 1997; VAZOLLER, 1999; STROOT *et al.*, 2001).

No entanto, o processo de digestão anaeróbia também apresenta algumas desvantagens que são: As bactérias anaeróbias são susceptíveis à inibição por um grande número de compostos; a partida do processo pode ser lenta na ausência de lodo de semente adaptado; longos tempos de detenção hidráulica, mais que dez dias, são requeridos para desenvolver e manter a população de bactérias metanogênicas; a bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas (CHERNICHARO, 1997).

Mesmo assim, o interesse em desenvolver processos de tratamento anaeróbio é grande, visto o potencial existente como fornecedor de energia através

do biogás gerado e os baixos custos de projeto, operação e manutenção. De acordo com De Baere (2000), na Europa, a quantidade de resíduos sólidos orgânicos tratados por digestão anaeróbia seria em 2002 de 1.648.000 toneladas por ano. Isto, segundo o autor, significaria um aumento de quase 60% em relação a 2000, cuja capacidade foi de 1.037.000 toneladas por ano, o que demonstra a importância que vem sendo dada a este processo de tratamento.

#### **3.4.1- Microbiologia e bioquímica da digestão anaeróbia**

A decomposição da matéria orgânica, através da digestão anaeróbia, dependerá da interação entre os vários grupos de microrganismos de diferentes níveis tróficos, em que o substrato utilizado por um grupo de bactérias pode ter sido gerado por outro grupo. Deste modo, percebe-se que as reações do processo anaeróbio ocorrem de forma sequencial, seguindo diversas etapas, e que o estabelecimento de um equilíbrio ecológico entre os tipos e espécies de microrganismos anaeróbios é de grande importância para a eficiência do tratamento (NASCIMENTO, 1996; CHERNICHARO, 1997).

Van Haandel e Lettinga (1994) citam que o processo de digestão anaeróbia da matéria orgânica complexa até a sua conversão em metano, gás carbônico, água pode ser dividida em quatro etapas da seguinte forma:

##### **1) Hidrólise**

Nesta primeira etapa a matéria orgânica particulada é convertida em compostos dissolvidos de menor peso molecular, os quais podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas. Esta é uma etapa geralmente lenta, sendo realizada pela ação de enzimas extracelulares excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. Os principais componentes hidrolisados são os



carboidratos, as proteínas e os lipídeos e os produtos formados são açúcares simples, peptídeos, aminoácidos, ácidos graxos, poliolefinas e fenóis, que serão consumidos durante a etapa de acidogênese.

## 2) Acidogênese

Os compostos dissolvidos provenientes da hidrólise são absorvidos nas células das bactérias fermentativas, sendo convertidos em compostos mais simples que são posteriormente excretados pelas células. Entre os compostos produzidos encontram-se os ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico e compostos minerais como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ , além de novas células bacterianas. As bactérias envolvidas nesta etapa costumam ser denominadas por bactérias fermentativas acidogênicas devido ao fato dos ácidos voláteis serem os principais produtos excretados por estes organismos.

A acidogênese é realizada por um grupo diversificado de bactérias, das quais a maioria é anaeróbia obrigatória. Entretanto, cerca de 1% das bactérias acidogênicas são bactérias facultativas que podem degradar o material orgânico por via oxidativa. Isto é importante porque o oxigênio eventualmente dissolvido no meio poderia ser tóxico para as bactérias anaeróbias estritas, caso não fosse removido pelas bactérias facultativas.

## 3) Acetogênese

A acetogênese é a conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam os substratos para a produção de metano como o acetato, o hidrogênio e o dióxido de carbono. Segundo Nascimento (1996), a velocidade de produção de ácidos pela acetogênese é, em geral, alta se comparada à velocidade de produção

de metano. Deste modo, durante a formação dos ácidos acético e propiônico, uma grande quantidade de hidrogênio é formada, acarretando queda do pH no meio. Porém, conforme citado por Craveiro (1982), há uma relação de interdependência entre as bactérias acetogênicas e as bactérias metanogênicas (produtoras de metano), onde estas últimas consomem o hidrogênio gerado por aquelas. Ainda de acordo com Craveiro (1982), a manutenção de uma pressão parcial de hidrogênio extremamente baixa permite o crescimento das bactérias acetogênicas, bem como o catabolismo do substrato e produção de mais hidrogênio.

#### 4) Metanogênese

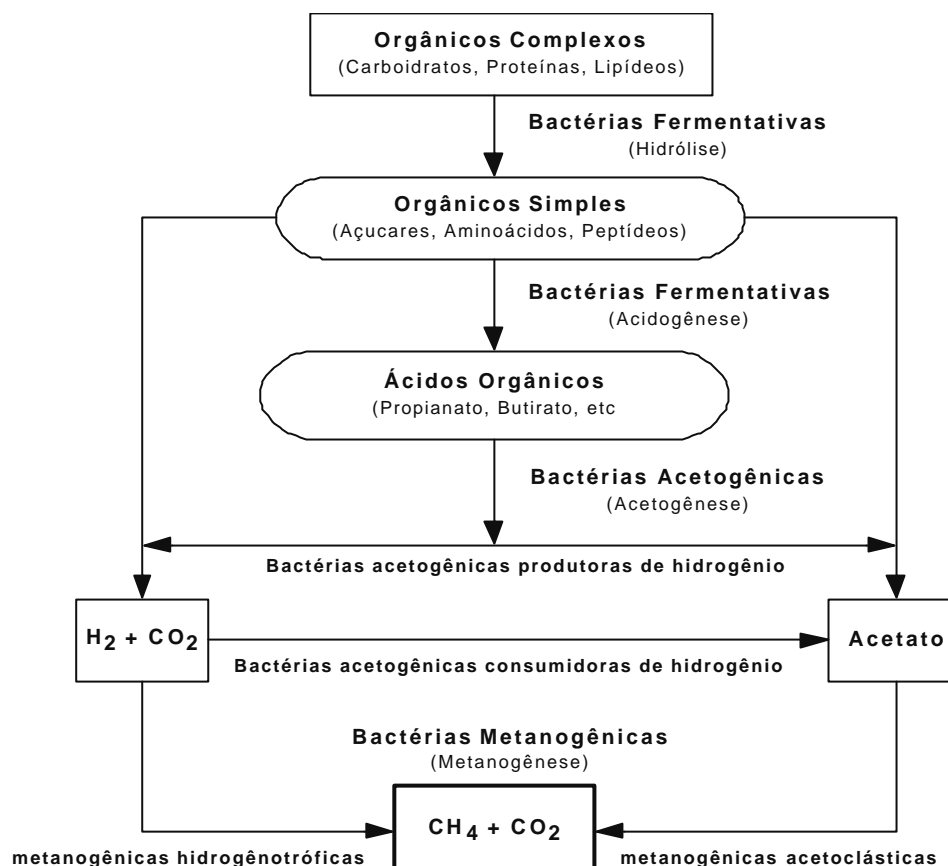
A metanogênese em geral é a etapa que limita a velocidade do processo de digestão anaeróbia e por isso, as condições do sistema devem atender principalmente as necessidades das bactérias metanogênicas a fim de que a produção de metano seja a máxima possível. As bactérias metanogênicas utilizam um limitado número de substratos, tais como, ácido acético, hidrogênio, dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono (CHERNICHARO, 1997). As bactérias metanogênicas costumam ser divididas em dois grupos: metanogênicas acetoclásticas, que formam metano a partir da redução de ácido acético; e o outro grupo formado pelas metanogênicas hidrogenotróficas, que forma o metano a partir da redução de dióxido de carbono, utilizando o hidrogênio como doador de elétrons.

Pavlostathis e Giraldo-Gomez (1991) apud Nascimento (1996), citam que as bactérias metanogênicas hidrogenotróficas são responsáveis por 30% do metano produzido na digestão anaeróbia, enquanto que os 70% restantes é gerado pelas bactérias acetoclásticas.

As bactérias acetoclásticas são normalmente os microrganismos predominantes na digestão anaeróbia. No entanto, as bactérias hidrogenotróficas têm papel fundamental na biodigestão, visto que, a conversão de hidrogênio e dióxido de carbono a metano regula a pressão parcial de hidrogênio no meio e torna possível as reações acidogênicas e acetogênicas.

Por fim, além destas quatro etapas, o processo de digestão anaeróbia pode ter uma etapa denominada de sulfetogênese. Nesta etapa, sulfatos, sulfitos e outros compostos sulfurados são utilizados como aceptores de elétrons e reduzidos a sulfeto. Os microrganismos participantes da sulfetogênese são denominados bactérias redutoras de sulfato (bactérias sulforedutoras), sendo estas bactérias anaeróbias estritas (CHERNICHARO, 1997). Este grupo de microrganismos é considerado indesejável no processo, pois o sulfeto em grandes concentrações pode ser tóxico para as bactérias metanogênicas (METCALF & EDDY, 2003).

As diferentes etapas metabólicas do processo de digestão anaeróbia encontram-se representadas esquematicamente conforme a Figura 3.2, elaborada por Chernicharo (1997).



**Figura 3.2 - Etapas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia (Fonte: Chernicharo, 1997).**

Na Tabela 3.8, apresentado por Vazoller (1999), estão algumas espécies de bactérias anaeróbias participantes do tratamento anaeróbio de acordo com as etapas da sua biodigestão.

**Tabela 3.8- Espécies de bactérias normalmente presentes na digestão anaeróbia.**

<b>Etapas da biodigestão anaeróbia</b>	<b>Espécies bacterianas</b>
Hidrólise e acidogênese	<i>Clostrídios</i> , <i>Acetivibrio cellulolyticus</i> , <i>Bacteroides succinogenes</i> , <i>Butyrivibrio fibrisolvens</i> , <i>Eubacterium cellulosolvens</i>
Acetogênese	<i>Syntrophomonas wolinii</i> , <i>S. wolfei</i> , <i>Syntrophus buswellii</i> , <i>Clostridium bryantii</i> , <i>Acetobacterium woddii</i>
Metanogênese acetoclástica	<i>Methanosarcina sp</i> e <i>Methanothrix sp</i>
Metanogênese hidrogenotrófica	<i>Methanobacterium sp</i> , <i>Methanobrevibacter sp</i> , <i>Methanospirillum sp</i>

Fonte: Vazoller (1999)

### 3.4.2- Cinética do processo anaeróbio

De acordo com Netto (1999), o estudo cinético de um dado fenômeno ou processo, significa estudar a evolução no tempo deste processo, através da quantificação de certas grandezas que definem adequadamente esta evolução. Normalmente as grandezas medidas são a concentração de microrganismos presentes, a concentração do substrato que limita o processo e a concentração do produto no qual se possa estar interessado. No entanto, desenvolver modelos cinéticos para descrever fenômenos biológicos e, em especial, os que envolvem o tratamento de resíduos, não é uma tarefa simples. Entre as dificuldades encontra-se a complexidade dos substratos a serem degradados e o envolvimento de diferentes tipos de microrganismos.

A cinética de hidrólise da matéria orgânica é freqüentemente representada segundo uma reação de primeira ordem (MALINA Jr. e POHLAND, 1992). As reações de primeira ordem são aquelas em que a velocidade de reação é diretamente proporcional à concentração do reagente e é representada pela Equação 3.1:

$$\frac{dC}{dt} = -K.C \quad (3.1)$$

Onde:

$dC/dt$  = velocidade de consumo do substrato (g/l·dia).

$K$  = constante de velocidade de primeira ordem (1/dia).

$C$  = concentração do substrato (g/l).

A degradação de substratos na forma particulada, tais como proteínas, lipídios e celulose seguem uma cinética de primeira ordem. A Tabela 3.9 apresenta

as constantes de velocidade de primeira ordem para a hidrólise de diferentes materiais.

**Tabela 3.9- Constante cinética de primeira ordem para a hidrólise de diferentes materiais.**

<b>Componentes</b>	<b>Constante de hidrólise K (1/dia)</b>
Lipídios	0,005-0,010
Proteínas	0,015-0,075
Carboidratos	0,025-0,200
Restos de alimentos (mistura)	0,4
Componentes de bioresíduos	0,03-0,15 (20°C) e 0,24-0,47 (40°C)

Fonte: adaptado de Mata-Alvarez *et al.* (2000).

Por ser a digestão anaeróbia um processo complexo e de múltiplos estágios, a cinética do estágio mais lento governará a cinética geral de conversão do despejo. Kiely *et al.* (1997) apud Mata-Alvarez *et al.* (2000) simulou a co-digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos municipais com lodo de esgoto primário e concluíram que a etapa limitante do processo era a hidrólise do material polimérico complexo. Já outro modelo usado para o estudo da digestão anaeróbia de resíduos sólidos de abatedouro de aves, também demonstrou que a etapa limitante era a de hidrólise e esta etapa era inibida para elevadas concentrações de propionato (MATA-ALVAREZ *et al.* 2000). No entanto, segundo Chernicharo (1997), na maioria das situações a etapa limitante encontra-se associada à formação de metano.

Muitas equações cinéticas usadas para representar a relação existente entre o crescimento de biomassa e o consumo de substrato foram desenvolvidas com base nas reações enzimáticas. Visto que a ação de um microrganismo depende da atuação de seu sistema enzimático, tal consideração tem uma justificativa biológica. A equação de Monod (ou alguma variedade da mesma) é a mais utilizada.

Essa equação fornece a relação entre a concentração de substrato limitante e a velocidade de crescimento de microrganismos. Além disso, considera-se que os produtos formados não se acumulam em concentrações suficientes para inibir a reação. Monod desenvolveu sua equação empiricamente com base na equação de Michaelis e Menten para a cinética das reações enzimáticas. A equação de Monod é assim representada:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \quad (3.2)$$

Onde:

$\mu$  = velocidade específica de crescimento de microrganismos em um dado instante de tempo  $t$  (1/dia).

$\mu_{\max}$  = velocidade específica máxima de crescimento de microrganismos (1/dia).

$S$  = concentração do substrato limitante no instante  $t$  (g/l).

$K_s$  = constante de saturação (g/l).

A constante de saturação  $K_s$  representa o valor da concentração de substrato para o qual a velocidade específica de crescimento é a metade da velocidade específica máxima de crescimento ( $\mu = 0,5 \cdot \mu_{\max}$ ). O valor da constante  $K_s$  também se encontra associado à idéia de não afinidade da biomassa por um determinado tipo de substrato, ou seja, quanto maior o valor de  $K_s$  menor será a afinidade da biomassa pelo substrato e, deste modo, menor a velocidade de crescimento  $\mu$  (VON SPERLING, 1996; CHERNICHARO, 1997; NETTO, 1999).

Devido a sua simplicidade, a equação de Monod é ainda hoje a mais empregada para a descrição do comportamento de um dado microrganismo em um

certo meio, sendo o primeiro modelo cinético que se imagina para a análise de dados experimentais. Também é a equação básica a partir da qual se procura propor equações alternativas (NETTO, 1999).

Sabendo que a velocidade de crescimento da biomassa na fase logarítmica é proporcional à concentração de biomassa e que a velocidade de decrescimento bacteriano pode ser expressa como uma cinética de primeira ordem, têm-se as seguintes equações:

$$\frac{dX}{dt} = \mu X \quad (3.3)$$

Onde:

$dX/dt$  = velocidade de crescimento dos microrganismos (g/l/dia).

$\mu$  = velocidade específica de crescimento dos microrganismos (1/dia).

$X$  = concentração de microrganismos no reator (g/l).

$t$  = tempo em dias.

$$\frac{dX}{dt} = -K_d \cdot X \quad (3.4)$$

Onde:

$K_d$  = coeficiente de respiração endógena (1/dia).

Combinando-se as Equações 3.3 e 3.4 com a equação de Monod tem-se a Equação 3.5, que representaria o crescimento líquido de microrganismos:

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \cdot X - K_d \cdot X \quad (3.5)$$



Outra equação cinética interessante foi a desenvolvida por Yang e Okos (1987) apud Netto (1999). Estes autores demonstraram, a partir de certas hipóteses, que a velocidade específica de crescimento pode ser determinada pela produção de gás metano, através da Equação 3.6:

$$m = \frac{\ln\left(\frac{G_2}{G_1}\right)}{t_2 - t_1} \quad (3.6)$$

Onde:

$G_1$  = gás metano acumulado até o instante  $t_1$ .

$G_2$  = gás metano acumulado até o instante  $t_2$ .

Embora muitos outros modelos matemáticos já tenham sido desenvolvidos para descrever a cinética da digestão anaeróbia, deve ficar bem claro que sua aplicação para prever comportamentos em um determinado sistema anaeróbio depende de diversos fatores como, por exemplo, temperatura, pH, tempo de retenção hidráulica ou tipo de cultura. Os modelos cinéticos encontram-se limitados a casos específicos e são elaborados a partir das hipóteses e condições de contorno aplicadas ao sistema (exemplo: composição dos resíduos a serem tratados, faixa de temperatura e de pH).

### 3.4.3- Fatores ambientais e o processo anaeróbio

O processo de digestão anaeróbia requer uma perfeita interação entre as bactérias fermentativas e as metanogênicas. Como o grupo das bactérias metanogênicas é o mais sensível às variações ambientais, deve-se operar o digestor anaeróbio visando a manutenção das condições ideais para estas bactérias. Entre

os fatores que afetam os microrganismos da digestão anaeróbia encontra-se a temperatura, o pH, a umidade, os nutrientes e a toxicidade no meio de reação.

### Temperatura

A temperatura é um dos fatores ambientais mais importantes para o crescimento microbiano e, conseqüentemente, para a produção de gás. A biodigestão anaeróbia tem sido observada entre 0°C a 97°C. No entanto, há faixas de temperaturas que são consideradas ótimas para o processo. Na faixa mesófila (20 a 45°C), os valores ótimos encontram-se entre 30 e 35°C e na faixa termófila (45 a 70°C) os valores ótimos situam-se entre 50 e 55°C (NOGUEIRA, 1992; CHERNICHARO, 1997).

A maioria dos digestores anaeróbios têm sido produzidos dentro da faixa mesófila de 30 a 35 °C. Esta é considerada a faixa de temperatura que combina as melhores condições para o crescimento das bactérias mesofílicas e para a produção de metano, com o menor tempo de retenção da matéria orgânica (NOGUEIRA, 1992). Digestores operados na faixa termofílica, apesar de apresentarem maior produção de biogás (PFEFFER, 1974 apud PINTO, 2000), são raramente adotados. Entre as razões que tornam pouco interessante o uso destes reatores estão: as bactérias termofílicas são mais sensíveis às alterações das condições ambientais; necessidade de fornecer um suplemento de energia para aquecer os digestores; baixa taxa de produção celular líquida, o que resulta em período de partida mais prolongado (NOGUEIRA, 1992; CHERNICHARO, 1997; FORESTI, 1987 apud PINTO, 2000).

Segundo Van Haandel e Lettinga (1994), para temperaturas abaixo de 30°C, a taxa máxima de digestão anaeróbia decresce a uma taxa de 11% por °C, sendo expressa pela equação de Arrhenius:

$$K(T) = K_{30} \cdot 1,11^{(T-30)} \quad (3.7)$$

Onde:

$K(T)$  = taxa de crescimento para a temperatura  $T$  ( $^{\circ}\text{C}$ ).

$K_{30}$  = taxa de crescimento para a temperatura de  $30^{\circ}\text{C}$ .

#### Potencial hidrogeniônico (pH)

Os processos de conversão anaeróbia desenvolvem-se melhor quando próximos de um pH neutro e a variação deste pH no meio, caso não seja causada pelo próprio substrato afluente ao sistema, está relacionada com a produção e acúmulo de ácidos voláteis, resultante de um desequilíbrio entre as populações de microrganismos acidogênicos e metanogênicos e a alcalinidade total do sistema (MALINA Jr. e POHLAND, 1992; SOARES, 1990 apud RITA, 2002).

Em geral, as bactérias acidogênicas têm maior tolerância a valores baixos de pH do que as bactérias metanogênicas. Enquanto as bactérias produtoras de ácido podem ainda encontrar-se bastante ativas para valores abaixo de 4,5, a ação das bactérias metanogênicas pode ser inibida por completo para valores de pH abaixo de 6,0 (CHERNICHARO, 1997).

Para as bactérias metanogênicas, os valores ótimos de pH situam-se entre 6,6 e 7,4 e, por isso, o pH do sistema deve ser mantido preferencialmente nesta faixa. Cabe ressaltar que como a digestão do material orgânico complexo acarreta na produção de ácidos voláteis, é importante que a alcalinidade do sistema seja suficiente para manter o pH na faixa considerada ótima; caso isto não seja possível, deve-se adicionar alcalinizantes capazes de aumentar a capacidade tampão do meio (SPEECE, 1981 apud PINTO, 2000). A capacidade de tamponamento do sistema

sem a adição de alcalinizantes está relacionada com o equilíbrio iônico dos diferentes sistemas ácido/base presentes no meio. Os sistemas de ácidos fracos (não completamente ionizados) são os mais importantes para estabelecer o pH e, em particular, o sistema carbônico ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{HCO}_3^-$  e  $\text{CO}_3^{2-}$ ) é determinante para o valor e a estabilidade do pH (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994) .

### Umidade

Segundo Pelczar Jr., *et al.* (1996) a água representa cerca de 80 a 90% do peso da célula, o restante é constituído por uma combinação de outros compostos químicos. Todas as células necessitam de água para crescer e multiplicar. A água funciona como um meio fluido onde ocorre a maioria das reações bioquímicas celulares. Além disso, é utilizada para dissolver uma grande variedade de substâncias. Esta última característica é muito importante porque a maioria dos microrganismos pode viver somente onde os nutrientes estão dissolvidos na água.

Lopes *et al.* (2003), estudaram a influência do teor de umidade no tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos. O trabalho foi realizado em 4 reatores anaeróbios de 20 litros de capacidade e em regime de batelada. Cada reator foi alimentado com resíduos sólidos orgânicos tendo um teor de umidade de 50, 60, 70 e 80%. Os autores constataram que os reatores tratando o substrato contendo 70 e 80% de umidade (porcentagem em peso), foram os que desenvolveram maiores atividades microbiológicas, tendo influência direta na eficiência de bioestabilização dos resíduos sólidos orgânicos. De acordo com os seus estudos, a eficiência da bioestabilização anaeróbia foi diretamente proporcional ao percentual de umidade.

No entanto, Kasali *et al.* (1990) apud Pinto (2000) observaram maiores produções de metano em substratos com teores de umidade na faixa de 60 a 75% e uma queda significativa quando a umidade chegou a 80%.

### Nutrientes

A composição química exata das células microbianas é raramente conhecida e, por isso, os requisitos de nutrientes são determinados com base na composição empírica das células microbianas. Para Malina (1992) apud Nascimento (1996) a composição aproximada de uma célula bacteriana seria de  $C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$ , com composição de nitrogênio de 12 a 13% do peso da biomassa e fósforo de 2 a 3%. Metcalf & Eddy (2003) citam a constituição típica das células bacterianas como sendo formada por 80% em água e 20% em material seco, dos quais, 90% de material orgânico e 10% de material inorgânico.

Além dos macronutrientes fundamentais (carbono, nitrogênio, fósforo, hidrogênio e enxofre), os microrganismos anaeróbios necessitam da suplementação de outros nutrientes específicos para o seu crescimento e metabolismo. Estes elementos são denominados de micronutrientes ou elementos traços e representam 4% do peso seco das células. Entre os elementos traços considerados necessários para a atividade das metanogênicas, encontram-se o ferro, níquel, magnésio, cálcio, sódio, bário, tungstênio, molibdato, selênio e cobalto. O selênio, tungstênio e níquel, por exemplo, atuam como co-fatores para várias enzimas das bactérias metanogênicas e acetogênicas (MALINA Jr. e POHLAND, 1992). Speece (1981) apud Pinto (2000) aponta os seguintes nutrientes, em ordem decrescente de importância, necessários à estimulação nutricional das bactérias metanogênicas:

nitrogênio, enxofre, fósforo, ferro, cobalto, níquel, molibdênio, selênio, riboflavina e vitamina B<sub>12</sub>.

O nitrogênio é um elemento essencial para a síntese de proteínas e sua necessidade nutricional pode ser avaliada através da relação C:N. Diversos autores apontam uma relação ótima de C:N em uma faixa entre 20:1 e 30:1 (NOGUEIRA, 1992; BARIJAN, 1995; STROOT *et al.*, 2001). Recomenda-se não ultrapassar a relação C:N de 35:1 para que o processo ocorra de forma mais rápida; por outro lado, valores muito menores podem significar uma insuficiência de carbono para a conversão do nitrogênio disponível e, neste caso, pode ocorrer um acúmulo de nitrogênio na forma de amônia, que em elevadas concentrações pode inibir o crescimento das bactérias (principalmente as metanogênicas) (SILVA, 1977; NOGUEIRA, 1992).

A respeito do fósforo, é apontada uma relação N:P entre 5:1 e 7:1 e uma relação considerada ótima entre C:N:P de 100:2,5:0,5 para aumentar a produção de metano (BARIJAN, 1995; RAJESHWARI *et al.*, 2000). O enxofre é outro nutriente básico para a bactéria, sendo necessário para a síntese de proteínas. Em geral, a maioria dos resíduos orgânicos não apresentam carência deste elemento, que é requerido em quantidades relativamente pequenas devido ao baixo conteúdo de enxofre nas células bacterianas (CHERNICHARO, 1997).

### Substâncias tóxicas

Vários compostos orgânicos e inorgânicos podem ser tóxicos ou ter efeitos inibitórios sobre o processo de digestão anaeróbio. Cabe ressaltar que até compostos e elementos considerados necessários para os microrganismos podem ser tóxicos para a atividade microbiana, quando em concentrações elevadas. A

amônia é um exemplo. Importante fonte de nitrogênio proveniente da digestão de compostos protéicos ou uréia, tanto o íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) quanto a amônia livre ( $\text{NH}_3$ ) podem ser inibidores quando em altas concentrações. Em pH igual ou inferior a 7,2, há predominância do íon  $\text{NH}_4^+$ , considerada menos tóxica do que a  $\text{NH}_3$  que é predominante em meio alcalino. Estudos apontam que concentrações de amônia entre 50 a 200 mg/l são benéficas ao processo. Valores na faixa de 200 a 1000 mg/l não têm efeito adverso; entre 1500 e 3000 mg/l há efeito inibidor para pH maior que 7,4 e quando a concentração de amônia for maior que 3000 mg/l os efeitos já podem ser considerados tóxicos (NOGUEIRA, 1992; CHERNICHARO, 1997). Contudo, culturas adaptadas podem suportar concentrações maiores que 8000 mg/l sem que efeitos tóxicos se manifestem (PINTO, 2000).

Quanto aos ácidos voláteis, principal fonte alimentar das bactérias metanogênicas, o assunto é considerado controverso. Nogueira (1992) observa que o principal problema causado pelos ácidos parece estar relacionado não com suas concentrações, mas sim na acidez, causada por eles. Este fato foi verificado por McCarty (1964) apud Pinto (2000) que mostrou que concentrações de ácidos voláteis de 6000 a 8000 mg/l não têm efeito tóxico sobre a digestão anaeróbia, desde que o pH seja mantido próximo da neutralidade. Outro fato que vem a confirmar isto, é que alguns digestores não têm sido inibidos por concentrações de acetato tão altas quanto 10.000 mg/l se o pH é alcalino e o acetato está na forma de um sal solúvel.

A toxicidade por sais é normalmente associada ao cátion e não ao ânion do sal. A ordem crescente de inibição pelos cátions seria de:  $\text{Na}^+$  (0,32 M),  $\text{NH}_4^+$  (0,25M),  $\text{K}^+$  (0,15 M),  $\text{Ca}^{2+}$  (0,11 M) e  $\text{Mg}^{2+}$  (0,08 M). Todavia se a biomassa encontra-se bem adaptada, as concentrações inibidoras podem se situar em

patamares mais elevados (CHERNICHARO, 1997). Materiais orgânicos sintéticos como os detergentes parecem ser tóxicos em uma concentração de 15 mg/l, mas pouco entendimento ainda se tem sobre os potenciais efeitos tóxicos dos detergentes na digestão anaeróbia (NOGUEIRA, 1992; PINTO, 2000).

É preciso estar atento também quanto a presença de metais pesados e substâncias organo-cloradas presentes no afluente a ser tratado pois estas, mesmo em concentrações muito baixas, podem ter grande toxicidade. Sais de metais pesados como, por exemplo, o cobre e o zinco, podem significar problemas, mas sob condições alcalinas e, especialmente se o íon sulfeto estiver presente, estes metais se precipitarão, pouco afetando o sistema. Desta forma, caso um biodigestor esteja tendo problemas devido à presença de metais pesados, deve-se elevar o pH do meio pela adição de hidróxido de cálcio, seguida pela adição de sulfeto de sódio (NOGUEIRA, 1992).

Outros compostos considerados tóxicos para a digestão são o sulfeto e o oxigênio dissolvido. Se bolhas de ar são carregadas pelo afluente é possível que o oxigênio entre em contato com o lodo metanogênico e iniba sua atividade. Caso a concentração de oxigênio dissolvida não seja muito elevada, este elemento poderá ser removido pelas bactérias facultativas presentes no sistema biológico e não haverá indícios da presença de oxigênio ou de sua ação tóxica (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). O sulfeto pode ser formado dentro do reator devido à redução dos sulfatos e outros compostos orgânicos contendo enxofre (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 1997). Concentrações de sulfeto entre 50 e 200 mg/l já podem ser consideradas tóxicas para o processo de digestão anaeróbia (RINZEMA, 1989 apud VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).



### **3.5- Tipos de digestores anaeróbios para resíduos sólidos**

Vandevivere *et al.* (2002), sugerem dividir os tipos de digestores anaeróbios para resíduos sólidos orgânicos inicialmente em sistemas de um estágio, dois estágios e batelada. Ainda segundo estes autores, a escolha de um destes sistemas dependerá de uma série de fatores econômicos, técnicos e ambientais.

#### **3.5.1- Sistemas de um estágio**

Os sistemas de um estágio são aqueles em que as etapas acidogênicas e metanogênicas da digestão anaeróbia ocorrem em um único reator. Aproximadamente 90% dos digestores anaeróbios existentes na Europa funcionam em um estágio podendo ser de digestão úmida ou digestão seca (De BAERE, 2000). A preferência por este sistema de tratamento, principalmente entre as indústrias, está no fato de seu projeto ser simples, sofrer menos falhas técnicas e ser de baixo investimento (VANDEVIVERE *et al.*, 2002).

Para a digestão úmida em um estágio ocorrer é necessário que os resíduos sólidos orgânicos assumam a consistência de biossólidos, ou seja, possuir menos que 15% de sólidos totais. Assim, precisa-se realizar um pré-tratamento através de peneiras, misturadores, polpadores, flotadores, etc. A desvantagem do pré-tratamento está na perda de 15-25% de sólidos voláteis e consequentemente a queda na produção de biogás (FARNETI *et al.*, 1999). Também existe o risco de estratificação do resíduo, mesmo com a existência de dispositivos de mistura no biodigestor, tornando-se necessária a retirada periódica da espuma e da fração pesada do interior do reator (VANDEVIVERE *et al.*, 2002).

A digestão seca em um estágio baseia-se no tratamento do resíduo em seu estado original, ou seja, sem ter sido diluído com água. A digestão ocorre com um

conteúdo de sólidos totais entre 20-40% e apenas para valores maiores que 50% de sólidos totais é que a diluição com água torna-se necessária (OLESZKIEWICZ e POGGI-VARALDO, 1997). Ao contrário do tratamento úmido, o único pré-tratamento necessário é praticamente o da remoção de impurezas e materiais inertes como, por exemplo, pedras e vidros (VANDEVIVERE *et al.*, 2002).

Um exemplo de digestão seca em escala industrial é o sistema DRANCO, que foi desenvolvido na Bélgica. Neste sistema, a mistura ocorre via recirculação dos resíduos já digeridos ao reator, promovendo o contato com os resíduos frescos (uma parte do resíduo fresco para seis partes de resíduo digerido). Este sistema de tratamento tem sido efetivo para uma concentração de sólidos totais que varia de 20-50%. De Baere (2000), relata que o sistema DRANCO operado a uma temperatura de 52°C, carga orgânica volumétrica de 15 kgSV/m<sup>3</sup>·dia e com um teor de sólidos de 35%, obteve durante os meses de verão uma redução de 65% nos sólidos voláteis para um tempo de retenção de 14 dias. A carga orgânica volumétrica que normalmente se trabalha no sistema DRANCO (cerca de 12 kgSV/m<sup>3</sup>·dia) chega a ser duas vezes maior do que aquelas alcançadas no sistema úmido.

### **3.5.2- Sistemas de dois estágios**

O sistema de dois estágios é composto por dois reatores, onde no primeiro reator predominaria a ação dos microrganismos hidrolíticos e formadores de ácidos e no segundo, ocorreria a ação dos microrganismos acetogênicos e metanogênicos. Com as principais etapas da digestão anaeróbia acontecendo em reatores distintos, seria possível aumentar a velocidade de metanogênese através do desenvolvimento no segundo reator de um esquema de retenção da biomassa ou outros meios (WEILAND, 1992 apud VANDEVIVERE *et al.*, 2002). Também seria possível

aumentar a velocidade de hidrólise no primeiro estágio através de condições microaerófilas ou outras estratégias (VANDEVIVERE *et al.*, 2002).

Entre as vantagens dos reatores de dois estágios encontra-se o seu bom desempenho frente às flutuações de carga orgânica volumétrica que podem sofrer devido à heterogeneidade dos resíduos, alimentação descontínua ou ainda excesso de substâncias inibidoras nos resíduos como, por exemplo, o nitrogênio (VANDEVIVERE *et al.*, 2002). Cohen *et al.* (1980) observaram que os ácidos voláteis acumulados no reator metanogênico, devido a um choque de carga, foram rapidamente consumidos após ter sido interrompida a sua alimentação. O mesmo fato não foi visto no reator de fase única que permaneceu com os ácidos voláteis acumulados por um bom período, principalmente o ácido propiônico. O uso do sistema de dois estágios seria ideal para a degradação de substratos complexos como a celulose e a lignina, que em muitos casos são o fator limitante da degradação anaeróbia. Gijzen *et al.* (1988), constataram a degradação de celulose em um sistema de duas fases ao utilizar microrganismo do rúmen no reator acidogênico, obtendo excelentes resultados no reator metanogênico. Pavan *et al.* (1999) apud Vandevivere *et al.* (2002), compararam o desempenho dos sistemas de um e dois estágios usando reatores pilotos de mistura completa alimentados com bioresíduos rapidamente hidrolisáveis provenientes de frutas e vegetais. Enquanto o sistema de um estágio entrou em colapso para cargas de 3,3 kgSV/m<sup>3</sup>·dia, o desempenho do sistema de dois estágios permaneceu estável para uma carga orgânica global de 7 kgSV/m<sup>3</sup>·dia.

Segundo Metcalf & Eddy (2003), no sistema de dois estágios, a fase acidogênica ocorre em um pH menor que 6 e com baixo um tempo de retenção de sólidos, acarretando uma elevada produção de ácidos voláteis (> 6000 mg/l). Já a

fase metanogênica ocorre em um pH neutro e com um longo tempo de retenção de sólidos, visando obter as condições ambientais necessárias para que as bactérias metanogênicas maximizem a produção de biogás. Para estes autores, a vantagem do sistema de dois estágios estaria na maior redução de sólidos voláteis que pode ser alcançada, melhor controle da formação de espuma nos digestores e a possibilidade de qualquer dos estágios (acidogênico ou metanogênico) serem operados em condições de temperatura mesofílica ou termofílica.

### **3.5.3- Sistemas em batelada**

Nos sistemas em batelada, os digestores são preenchidos uma vez com os resíduos frescos podendo ser adicionado ou não um inóculo, permitindo passar por todas as etapas da degradação anaeróbia em modo seco, isto é, com um teor em sólidos totais entre 30-40%. Embora os sistemas em batelada pareçam ser nada mais do que um "aterro sanitário compactado em um tanque", eles, na verdade, são capazes de conseguir uma produção de biogás de 50 a 100 vezes maior do que o observado em um aterro sanitário. Isto se deve a dois fatores básicos. O primeiro é que o lixiviado gerado no processo é constantemente recirculado, permitindo, deste modo, a dispersão de inóculo, nutrientes e ácidos, o que equivale a uma mistura parcial. O segundo fator é que os sistemas em batelada ocorrem em temperaturas mais elevadas do que o normalmente observado nos aterros (VANDEVIVERE *et al.*, 2002). As características dos sistemas em batelada, tais como simplicidade de projeto, controle de processo e baixo custo de investimento tornam-os particularmente atraentes para os países em desenvolvimento (OUEDRAOGO, 1999 apud VANDEVIVERE *et al.*, 2002).

A principal marca do sistema em batelada é a clara separação entre a primeira fase onde a acidificação prossegue de forma muito mais rápida do que a metanogênese e a segunda fase em que os ácidos são transformados em biogás. Três tipos básicos de sistema em batelada podem ser descritos.

O primeiro seria um sistema em batelada de um único estágio onde o lixiviado é recirculado para o topo do reator onde ele foi produzido. Este é o princípio do processo Biocel, que está implantado em escala industrial em Lelystad, Holanda, tratando 35.000 ton/ano de bioresíduos (ten BRUMMELER, 1999; CADDET, 2003). O resíduo é carregado com uma escavadeira em 14 reatores de concreto, cada um com uma capacidade de 680 m<sup>3</sup> e sendo operados em paralelo. O lixiviado, coletado em câmaras sob os reatores, é espalhado por cima da superfície dos resíduos fermentados. Um problema técnico deste e de outros sistemas em batelada é a compactação dos resíduos no fundo perfurado onde coleta-se o lixiviado. Esta compactação resulta no impedimento da recirculação deste lixiviado. Este problema é aliviado através da limitação da espessura dos resíduos fermentáveis para 4 metros, a fim de limitar a compactação e também pela mistura dos resíduos frescos com material volumoso ou de preenchimento. Por exemplo, uma tonelada de resíduos digeridos e desaguados e 0,1 toneladas de cavacos de madeira são adicionados aos resíduos frescos (ten BRUMMELER, 1992). A adição do resíduo digerido desaguado, além de atuar como material de recheio, também tem a finalidade de agir como inóculo e diluir os resíduos frescos. Medidas de segurança precisam ser bem observadas durante a abertura e esvaziamento dos reatores devido a riscos de explosão.

O outro modelo de batelada seria os dos reatores em seqüência. Neste modelo, o lixiviado do reator preenchido com resíduos frescos e, portanto, contendo

elevados níveis de ácidos orgânicos, é recirculado para outro reator mais antigo, ou seja, em regime normal de operação, onde a etapa metanogênica já está acontecendo. Enquanto isto, o lixiviado deste reator biologicamente estável, livre de ácidos e pH com tampão bicarbonato, é bombeado para o reator mais novo. Esta configuração também permite as inoculações cruzadas entre o reator novo e o antigo, eliminando assim a necessidade de misturar o resíduo fresco com um inóculo (VANDEVIVERE *et al.*, 2002).

Finalmente, há o esquema híbrido de um reator batelada com um UASB. Neste caso, o UASB trataria tão somente o lixiviado que seria reconduzido ao reator batelada principal onde ocorre o tratamento dos resíduos sólidos (ANDERSON e SAW, 1992). Para Fiore e Chernicharo (2005), o lixiviado tratado no reator UASB forneceria também inóculo para o reator tratando resíduos sólidos, acelerando o início da etapa metanogênica neste último. De acordo com os autores, a biomassa acumulada no reator UASB seria carregada pelo lixiviado para dentro do reator de resíduos sólidos.

Quanto ao desempenho dos reatores acima apresentados, a unidade Biocel em Lelystad alcança um rendimento de 70 kg de biogás/ton de bioresíduo. Isto é, cerca de 40% menor do que o rendimento obtido em um sistema de um estágio em alimentação contínua tratando o mesmo tipo de resíduo (VANDEVIVERE *et al.*, 2002). Este baixo rendimento é resultado da formação de caminhos preferenciais no interior do reator por onde percorre o lixiviado, ou seja, gera-se falta de uniformidade no espalhamento deste lixiviado. Mesmo assim, a carga orgânica aplicada no processo Biocel não chega a ser tão inferior às aquelas aplicadas nos sistemas contínuos, tanto quanto poderia ser esperado em modelo simples. A carga orgânica aplicada no Biocel era de 3,6 kgSV/m<sup>3</sup>·dia para temperaturas de 38°C com picos de

5,1 kgSV/m<sup>3</sup>.dia durante os meses de verão (ten BRUMMELER, 1999). Já no modelo dos reatores em seqüência, a conversão dos ácidos no reator mais antigo, resulta em uma rápida depleção dos ácidos produzidos e, portanto tem-se um processo mais seguro e com menos variação na composição do biogás (O'KEEFE *et al.*, 1992; SILVEY *et al.*, 1999). Para uma carga orgânica volumétrica de 3,2 kgSV/m<sup>3</sup>.dia, os rendimentos de biogás foram equivalentes a 80-90% do rendimento máximo que pode ser obtido em reatores pilotos a 55°C (O'KEEFE *et al.*, 1992; SILVEY *et al.*, 1999), o que é consideravelmente maior do que o rendimento relatado na unidade Biocel. Enquanto os dados no Biocel foram obtidos em escala industrial tratando bioresíduos selecionados de baixa estrutura e com teor de sólidos totais de 40%, o significativo rendimento de biogás relatado nos reatores batelada em seqüência foram obtidos em unidades pilotos tratando tanto o material não selecionado como aquele mecanicamente separado e com um conteúdo de sólidos totais de 60% e níveis elevados de papel e papelão, tendo ainda baixa densidade volumétrica (280 kg/m<sup>3</sup>). A estrutura grosseira e o menor grau de compactação destes resíduos conferiram uma menor tendência à formação de caminhos preferenciais e colmatação dos resíduos sólidos que foram responsáveis pelo baixo rendimento de biogás.

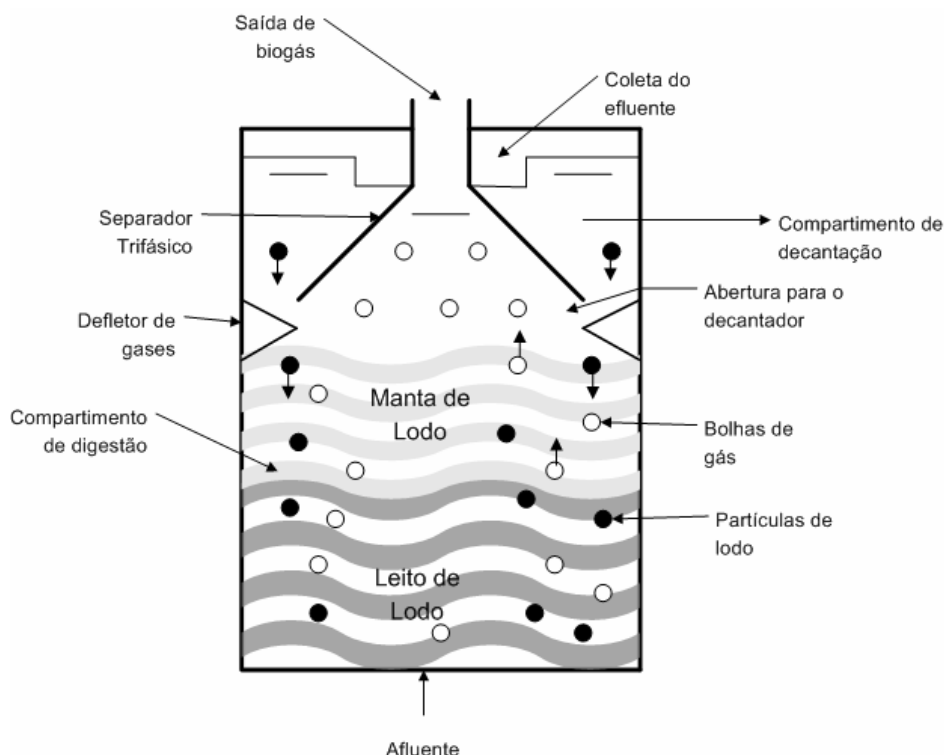
### **3.6- Aplicação de reatores UASB no tratamento de lixiviado**

O reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo, normalmente denominado de UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*), é atualmente o sistema de tratamento com a mais ampla aplicação prática, representando um grande avanço na aplicação da tecnologia anaeróbia para o tratamento direto de águas residuárias, sejam de natureza simples ou complexa, de baixa ou de alta concentração, solúveis

ou com material particulado (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; KATO *et al.*, 1999).

O reator UASB consiste basicamente de um tanque cuja configuração permite o desenvolvimento de uma grande quantidade de biomassa ativa, acomodadas na forma de flocos ou grânulos densos e de alta resistência mecânica, e sua retenção no reator, conferindo-lhe elevado tempo de retenção celular. A água residuária a ser tratada segue um fluxo ascendente, sendo distribuída de maneira uniforme ao longo do reator, passando através da camada de lodo biológico, que constitui o compartimento de digestão, o qual transforma material orgânico em biogás. No topo do UASB, há um compartimento de decantação precedido por um sistema de separação trifásico (sólido-líquido-gás) que permite a remoção do gás produzido, a retenção e o retorno do lodo mais denso ao compartimento de digestão e a coleta do efluente no topo do compartimento de decantação (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 1997; CHERNICHARO *et al.*, 1999; OLIVEIRA, 1997; KATO *et al.*, 1999), conforme pode ser visto na Figura 3.3.





**Figura 3.3- Esquema de um reator UASB (Fonte: Chernicharo *et al.*, 1999).**

Deste modo, o sistema é automisturado pelo movimento ascendente das bolhas do biogás e do fluxo da água residuária através do reator (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 1997; CHERNICHARO *et al.*, 1999). Este tipo de reator tem como vantagens ser um sistema compacto e de simples construção; ter baixo custo de instalação, manutenção e operação; ter baixa produção de lodo; baixo consumo de energia; satisfatória eficiência de remoção de DBO e DQO; não necessidade de material de enchimento e possibilidade de rápido reinício, mesmo após longas paralisações (NASCIMENTO, 1996; CHERNICHARO *et al.*, 1999).

Kettunen e Rintala (1998) trataram lixiviado em um reator UASB em escala-piloto, com temperaturas que variaram entre 13 e 23°C. A operação do UASB para temperaturas entre 13-14°C, propiciou uma remoção de DQO variando entre 50 a 55% em cargas orgânicas volumétricas de 1,4 a 2,0 kgDQO/m<sup>3</sup>.dia, enquanto que para temperaturas variando entre 18-23°C a remoção de DQO variou entre 65 e 75%

para cargas orgânicas volumétricas entre 2,0 e 4,0 kgDQO/m<sup>3</sup>.dia. Para os autores, os resultados indicaram que é possível trabalhar com o UASB tratando lixiviado em baixas temperaturas, apesar de não ter a mesma eficiência se trabalhasse em condições mesofílicas (em torno de 37°C).

Em um outro experimento a baixa temperatura, Garcia *et al.* (1996) compararam o desempenho de um reator UASB sendo operado à temperatura ambiente (entre 15 e 20°C) e a 35°C. Em ambos os casos, os resultados de remoção de DQO ficaram em torno de 80%, sendo que eventuais flutuações na eficiência de remoção de DQO estavam mais relacionadas às variações na composição do lixiviado a ser tratado. Para os autores, a possibilidade de trabalhar à temperatura ambiente favorece uma economia no custo energético que seria necessário para manter a biomassa na temperatura de 35 °C.

Lin *et al.* (2000) investigaram a co-digestão de lixiviado com esgoto doméstico em várias proporções em um reator UASB a 35°C. Os autores obtiveram uma remoção de DQO de apenas 42,2% para uma COV de 6,73 kgDQO/m<sup>3</sup>.dia e uma proporção esgoto:lixiviado de 1:1. No entanto, ao adicionar mais esgoto na mistura, a eficiência do tratamento aumentava. Em uma proporção de esgoto:lixiviado de 3:1 foi obtido uma remoção de DQO de 51,7% para uma COV de 7,48 kgDQO/m<sup>3</sup>.dia. Os autores fizeram duas hipóteses para tais fatos, uma seria a presença no lixiviado de compostos orgânicos de difícil degradação e a outra hipótese estaria na inibição devido a elevada concentração de amônia no lixiviado coletado do depósito de lixo escolhido para o estudo.

Santos *et al.* (2003) também obtiveram uma remoção de DQO média da ordem de 43% ao operarem um reator UASB de 7 litros durante 115 dias com COV variando de 1,292 a 9,120 kgDQO/m<sup>3</sup>.dia. Para os autores, este resultado estava

também relacionado à existência de elevadas concentrações de material orgânico recalcitrante, ou seja, de baixa biodegradabilidade para o processo de biodigestão anaeróbia. Além disso, eles observaram que as freqüentes alterações das características físico-químicas do lixiviado de alimentação favoreciam certa instabilidade do processo.

### **3.7- Formas de potencializar o tratamento anaeróbio**

#### **3.7.1- Co-digestão**

Várias características dificultam a digestão anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos, tais como, a presença de compostos poliméricos de difícil degradação como a celulose e a lignina. A co-digestão dos resíduos sólidos orgânicos com outros tipos de resíduos poderia otimizar o processo de tratamento. O uso de um co-substrato poderia contribuir para um maior efeito sinérgico entre os microrganismos participantes da degradação anaeróbia, fornecer o conteúdo de umidade adequado para o processo de digestão, propiciar o equilíbrio da relação C/N, incorporar agentes tamponantes, entre outros fatores relevantes para a biodigestão anaeróbia; proporcionando uma redução significativa do tempo de retenção de sólidos e uma melhoria na produção de biogás em termos quantitativos e qualitativos (MATA-ALVAREZ *et al.* 2000; SOSNOWSKI *et al.*, 2002; LEITE *et al.*, 2005).

Um exemplo de co-digestão é a adição de lodo de esgoto aos resíduos sólidos orgânicos. Diversos estudos foram realizados com resíduo sólido orgânico a ser tratado e misturado com lodo de esgoto sanitário tendo como objetivo a melhoria no processo de bioestabilização com diminuição no tempo necessário para o tratamento (BAERE *et al.*, 1984; BRUMMELER *et al.*, 1986; Di PALMA *et al.*, 1999; EDELMANN *et al.*, 1999; SOSNOWSKI *et al.*, 2002; LEITE *et al.*, 2005). Os estudos

referentes à proporção de lodo e resíduos sólidos orgânicos mostraram que proporções em sólidos totais entre 5 e 20% de lodo no resíduo sólido orgânico promoveram valores de fator de conversão de matéria orgânica em gás entre 40 e 50%, o que é bastante relevante quando se verifica que uma das intenções de se adicionar lodo de esgoto, como no caso de aterros, é o de incrementar a produção de biogás e diminuir o tempo para o início de sua produção (CRAVEIRO, 1982).

No processo de digestão seca denominado Biocel, desenvolvido por Brummeler *et al.* (1986), é feita uma mistura da fração orgânica de resíduo sólido urbano (moído em partículas menores que 12 mm) com lodo de esgoto em uma concentração de 35% de sólidos totais e digerido em um reator em batelada, levando 4 meses para a estabilização do material. Demirekler e Anderson (1998), recomendam uma relação entre lodo primário e resíduo sólido orgânico municipal de 80:20 em sólidos totais. Sosnowski *et al.* (2002) trabalhando com uma proporção em volume de 75% de lodo de esgoto e 25% da fração orgânica dos resíduos sólidos municipais, em regime batelada e sob condições termofílicas, obtiveram um volume de biogás duas vezes maior do que o obtido tratando somente lodo de esgoto nas mesmas condições.

Leite *et al.* (2005) trabalharam com uma relação em percentagem peso de resíduos sólido vegetais mais lodo de esgoto sanitário de 80:20, mantendo-se uma concentração de sólidos totais de 5% (em percentagem peso). Para este estudo, os autores trabalharam com um reator anaeróbio compartimentado de 2200 litros e com um tempo de retenção hidráulica de 90 dias em uma primeira etapa, sendo as três etapas posteriores trabalhadas com TRH de 80, 70 e 60 dias, respectivamente. Foram obtidos nesta pesquisa, eficiências de remoção de sólidos totais voláteis acima de 80% na 1ª etapa do experimento e, nas três etapas posteriores, eficiências

de remoção acima de 90%. A composição média do biogás ficou em 60% de metano e 40% de dióxido de carbono. Os pesquisadores creditaram esta eficiência de remoção, em um período de tempo relativamente curto, à configuração do reator que possibilitou um maior contato da massa de resíduo com a massa bacteriana.

Muitas pesquisas feitas sobre a co-digestão ainda estão em escala piloto como, por exemplo, o desenvolvido por Misi e Forster (2001) utilizando reatores batelada de 1 litro operados a temperatura de 35°C. Nestes reatores eram tratados misturas de dejetos de gado com diversos tipos de resíduos sólidos orgânicos e os autores procuraram avaliar os possíveis efeitos sinérgicos e antagônicos existentes entre os substratos participantes. Os resultados indicaram que uma mistura de 30% de dejetos de gado, 30% de esterco de aves e 40% de melado, possuía um efeito sinérgico o que serviu para demonstrar a importância do estudo da proporção adequada de resíduos a serem degradados.

Fernández *et al.* (2005) estudaram a co-digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos municipais com óleos e graxas de origem animal e vegetal. Este trabalho foi conduzido em regime semi-contínuo, na faixa mesofílica de temperatura (37°C) e com um tempo de retenção hidráulica de 17 dias. Os autores verificaram que após um curto período de adaptação, em que substituíram as gorduras de origem animal por óleos de origem vegetal, o sistema ainda era capaz de remover mais de 88% do conteúdo de ácidos graxos voláteis, incluindo os ácidos graxos de cadeia longa. Estes resultados mostraram que um lodo anaeróbio bem aclimatado era capaz de degradar óleos e graxas de diferentes fontes.

### 3.7.2- Recirculação

A recirculação do lixiviado é vista como uma técnica simples e bastante interessante para acelerar o início do processo de degradação dos resíduos sólidos e aumentar a velocidade de produção de metano. No caso dos aterros sanitários, esta técnica combinaria o pré-tratamento anaeróbio no interior do aterro, que atua como um reator de leito fixo, com a evaporação que ocorreria a cada recirculação, sendo capaz de reduzir a elevada carga orgânica do lixiviado de valores da ordem de 20.000 mg/l para 1.000 mg/l após um ano de coleta e reaplicação do lixiviado no aterro (QASIM e CHIANG, 1994 apud IPT, 2000).

Pohland (1980); Qasim e Chiang (1994) apud IPT (2000); Reinhart e Al-Yousfi (1996); Pohland e Kim (1999) apud Rita (2002) destacam as seguintes vantagens do reciclo de lixiviado ao aterro: aceleração da estabilização do resíduo; custos reduzidos comparados com outros processos de tratamento; redução assegurada dos compostos orgânicos presentes no lixiviado; distribuição de nutrientes e enzimas; possível aceleração da produção de biogás, possível diminuição de volume devido à evapotranspiração e distribuição da flora metanogênica ao longo das camadas do aterro. No entanto, Pohland (1980) relata que o reciclo de lixiviado não é aceito como alternativa de tratamento em muitos lugares. Alguns dos principais problemas na utilização do reciclo como forma única de tratamento, seriam: o lixiviado reciclado poderia atingir concentrações de compostos tóxicos ao processo biológico acima de limites toleráveis, causando retardamento ou até mesmo interrupção da degradação do resíduo; o resíduo final deste processo ainda necessitaria de um tratamento antes de ser lançado nos cursos d'água e o acúmulo de líquido no interior do aterro poderia atingir o ponto de inundação. Além disso, há

o risco de problemas relacionados com odor e os custos elevados referentes à implantação e manutenção de sistemas de recirculação (IPT, 2000).

Os estudos sobre a recirculação de lixiviado prosseguem, sendo notado até resultados contraditórios. Por exemplo, Pohland *et al.* (1994) apud Pinto (2000) afirmaram que a recirculação de lixiviado "in natura" em aterro sanitário, favoreceu um contato mais eficiente e uniforme entre os microrganismos e os substratos orgânicos durante as fases ácida e metanogênica. Porém, Barlaz *et al.* (1987) apud Pinto (2000) e Lima (1988) apud Pinto (2000) observaram que a recirculação do lixiviado "in natura" causava a inibição do processo, comprometendo a etapa metanogênica. Uma solução proposta por estes autores para este caso seria o tamponamento do lixiviado a ser recirculado.

Pinto (2000) estudou a recirculação de lixiviado em reatores anaeróbios de 50 l contendo 7,7 kg de resíduos sólidos orgânicos e 25 l de lixiviado. A recirculação deste lixiviado ocorreu a uma taxa de 10% da quantidade de lixiviado existente no meio de reação, ou seja, houve uma recirculação de 2,5 l. O autor observou uma boa partida nos reatores, obtendo um início rápido da etapa metanogênica. Após 40 dias de operação, o teor de metano era de 70% e no final de 204 dias, as quantidades totais de metano ficaram entre 0,37 e 0,39 m<sup>3</sup>/kg SV degradados. Cabe ressaltar que o pH do lixiviado neste experimento encontrava-se em torno de 8,3 e possuía alta concentração de bicarbonato o que, segundo o autor, constituem características favoráveis para uma partida equilibrada da digestão anaeróbia dos resíduos sólidos.

Outro trabalho interessante foi o desenvolvido por Libânio *et al.* (2003) visando uma melhor compreensão dos fenômenos de bioestabilização dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários. Os autores reproduziram as condições de um

aterro sanitário em três reatores distintos operados da seguinte forma: um reator funcionando como um aterro convencional; outro reator funcionando com recirculação de lixiviado não tratado e o terceiro reator em um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos com recirculação de lixiviado previamente tratado em um reator UASB. Os resultados mostraram que o terceiro reator pareceu ter favorecido as etapas iniciais de fermentação e acidogênese, provocando a antecipação da fase metanogênica. Neste último reator, para que a atividade metanogênica ocorresse, foi necessário a correção para valores neutros do pH do lixiviado afluente ao reator UASB usando-se hidróxido de sódio.

De qualquer modo, muitas pesquisas ainda estão sendo realizadas sobre a recirculação do lixiviado, uma vez que uma série de características operacionais como volume de lixiviado a ser recirculado, frequência e formas de recirculação não se encontram bem definidos.

### **3.8- Biogás**

Biogás é a denominação dada à mistura de gases produzida durante o processo de digestão anaeróbia. Esta mistura é formada basicamente por metano, CO<sub>2</sub> e pequenas concentrações de nitrogênio, oxigênio e H<sub>2</sub>S, além de traços de hidrocarbonetos voláteis (ANDREOLI *et al.*, 2001). A composição do biogás e a proporção dos compostos nele presentes variarão de acordo com as condições ambientais existentes no reator e das características do composto orgânico a ser degradado (CHERNICHARO, 1997). A Tabela 3.10 apresenta a composição média do biogás.



**Tabela 3.10- Composição média do biogás.**

<b>Componente</b>	<b>Teor em volume</b>
Metano (CH <sub>4</sub> )	50 a 75%
Dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> )	25 a 40%
Hidrogênio (H <sub>2</sub> )	1 a 3%
Nitrogênio (N <sub>2</sub> )	0,5 a 2,5%
Oxigênio (O <sub>2</sub> )	0,1 a 1%
Gás sulfídrico (H <sub>2</sub> S)	0,1 a 0,5%
Amônio (NH <sub>3</sub> )	0,1 a 0,5%
Monóxido de carbono (CO)	0 a 0,1%
Água (H <sub>2</sub> O)	Variável

Fonte: Pires, 2000 apud Paula Jr., 2003

O poder calorífico do biogás depende de seu teor de metano e grau de umidade (NOGUEIRA, 1992). Um biogás contendo aproximadamente 70% de metano tem cerca de 5588 kcal/m<sup>3</sup> (6,5 kWh/m<sup>3</sup>) (ANDREOLI *et al.*, 2001). Se o gás for desumidificado, o poder calorífico aumenta. Removendo-se também o dióxido de carbono, por borbulhamento em solução alcalina, o poder calorífico aproxima-se do correspondente ao metano puro, que seria próximo de 9000 kcal/m<sup>3</sup> (10,5 kWh/m<sup>3</sup>) (NOGUEIRA, 1992).

As principais características dos gases de maior interesse na formação do biogás são as seguintes (ANDREOLI *et al.*, 2001; PAULA JR., 2003):

- Metano (CH<sub>4</sub>): inodoro, incolor e inflamável. O limite inferior de explosão (LIE) é a concentração mínima de metano necessária (5%) para fazer explodir uma mistura metano/ar exposta a uma fonte de ignição. O limite superior de explosão (LSE) é de 15%. A densidade relativa do metano é inferior à do ar (0,55), sendo facilmente dispersado. Não é tóxico, embora em concentrações elevadas possa reduzir a concentração de ar a níveis asfixiantes.
- Gás carbônico (CO<sub>2</sub>): inodoro, incolor e não inflamável. Densidade relativa superior à do ar (1,53), sendo asfixiante em concentrações acima de 2%.

O gás carbônico, em proporção significativa (25% a 40%), ocupa boa parte do volume útil e obriga, quando não suprimido, o aumento das capacidades de armazenamento.

- Gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S): incolor, inflamável e com cheiro característico de ovo podre. É irritante e asfíxiante, em concentrações superiores a 1% inibe o sistema olfativo e provoca inconsciência. Densidade relativa próxima ao ar (1,19), LIE de 4,3% e LSE de 43,5%. Além disso, o gás sulfídrico é corrosivo, atacando materiais como o cobre, o latão e o aço, dependendo de sua concentração.

A produção teórica de biogás pode ser estimada usando-se a equação estequiométrica de Buswell, baseada no conhecimento da composição química do resíduo e assumindo que o metano produzido é o máximo estequiometricamente possível, ou seja, não é considerado o uso do substrato para as outras rotas metabólicas dos microrganismos:

$$C_n H_a O_b N_d + \left( n - \frac{a}{4} - \frac{b}{2} + \frac{3d}{4} \right) H_2O \Rightarrow \left( \frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4} - \frac{3d}{8} \right) CH_4 + \left( \frac{n}{2} - \frac{a}{8} + \frac{b}{4} + \frac{3d}{8} \right) CO_2 + (d) NH_3 \quad (3.8)$$

C<sub>n</sub>H<sub>a</sub>O<sub>b</sub>N<sub>d</sub> representa a fórmula química do resíduo orgânico biodegradável. Fórmulas químicas normalmente usadas são (CASTILHOS JR. *et al.*, 2003): C<sub>99</sub>H<sub>149</sub>O<sub>59</sub>N (resíduos sólidos urbanos), C<sub>203</sub>H<sub>334</sub>O<sub>138</sub>N (papel, resíduos de jardim e madeira) e C<sub>6</sub>H<sub>10</sub>O<sub>5</sub> (celulose). Rees (1980) apud Castilhos Jr. *et al.* (2003) previu uma produção de 0,4 m<sup>3</sup>/kg de resíduos tendo por base a produção teórica de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> a partir de carboidratos, lipídios e proteínas. Na Tabela 3.11 encontra-se a

produtividade volumétrica de biogás de acordo com o tipo de resíduo orgânico a ser degradado.

**Tabela 3.11- Produtividade de biogás e tipo de material orgânico.**

<b>Material</b>	<b>Produtividade (<math>\text{m}^3_{\text{biogás}}/\text{kg}_{\text{material orgânico}}</math>)</b>
Esterco bovino, fresco	0,04
Esterco de galinha, seco	0,43
Esterco suíno, seco	0,35
Resíduos vegetais, seco	0,30
Resíduos de matadouro (úmido)	0,07
Resíduos sólidos	0,05

Fonte: Nogueira, 1992

## **4- MATERIAIS E MÉTODOS**

#### 4- MATERIAIS E MÉTODOS

O presente estudo foi dividido basicamente em duas partes. Na primeira parte realizou-se estudos sobre a digestão anaeróbia de lodos de tanques sépticos isolados e integrados com resíduos sólidos orgânicos. Os ensaios de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos integrados com lodos de tanques sépticos ocorreram em fase semi-sólida, operando-se um digestor em sistema batelada e com recirculação do lixiviado produzido. Um reator UASB completava o sistema de tratamento e tinha por função tratar parte do lixiviado a ser recirculado para o primeiro digestor. Para este ensaio, desenvolveram-se duas séries de experimentos.

O estudo da digestão anaeróbia somente de lodos de tanques sépticos ocorreu em um digestor funcionando em sistema contínuo, sendo este estudo complementado por ensaios em batelada em frascos de soro de 500 ml que avaliaram o grau de estabilidade dos lodos recebidos para o tratamento.

A segunda parte envolveu os estudos de co-digestão de resíduos sólidos orgânicos integrados com dejetos suínos em ensaios em batelada também desenvolvidos em frascos de soro de 500 ml. Nestes ensaios, procurou-se definir a melhor proporção entre dejetos suínos e resíduos sólidos orgânicos, e qual seria a quantidade ideal de inóculo a ser adicionado para tratar um substrato composto por 50% de dejetos suínos e 50% de resíduos sólidos orgânicos, todas estas relações foram expressas em termos de sólidos voláteis. Nesta etapa realizou-se preliminarmente ensaios de atividade metanogênica específica (AME) para determinar que inóculo seria utilizado para a co-digestão. A seguir serão descritos as unidades desenvolvidas para estes ensaios e a forma em que foram operados.

## **4.1- Resíduos utilizados**

### **4.1.1- Resíduos sólidos orgânicos (RSO)**

Os resíduos sólidos orgânicos (RSO) foram coletados na Central de Abastecimento S.A. (CEASA) da região da Grande Florianópolis. Os resíduos foram constituídos basicamente de restos de frutas, verduras e legumes. Restos de carnes e embalagens foram descartados. Cabe ressaltar que grande parte dos resíduos coletados na CEASA era constituída por bagaço de laranja, devido ao grande consumo de suco de laranja existente naquela Central.

Os resíduos foram triturados, misturados, acondicionados em sacos plásticos e mantidos sob refrigeração (4°C). Para o primeiro experimento dos ensaios de resíduos sólidos orgânicos integrados com lodos de tanques sépticos, os sólidos foram triturados manualmente por meio de facas o que acarretou partículas mais estruturadas e volumosas com granulometria variando entre 25 e 50 mm. No segundo experimento usou-se um triturador mecânico que acabou gerando um substrato mais pastoso e compacto, com granulometria abaixo de 15 mm.

Nos ensaios de co-digestão de resíduos sólidos orgânicos integrados com dejetos suínos, os resíduos também foram triturados por meio de um triturador mecânico, apresentando também uma granulometria abaixo de 15 mm.

### **4.1.2- Lodo de tanque séptico**

Os lodos de tanques sépticos foram coletados diretamente de caminhões limpa-fossas do Município de Florianópolis/SC. As cargas dos caminhões foram escolhidas ao acaso, englobando material coletado de fossas de diversos pontos da cidade. Os lodos eram peneirados para retirada de material grosseiro e armazenados a temperatura ambiente em um reservatório de 500 litros. A posterior

alimentação no digestor era em função das vazões fixadas e seus respectivos tempos de retenções hidráulicas.

#### **4.1.3- Dejetos suínos**

Os dejetos suínos foram coletados do tanque de acumulação de um sistema de tratamento de uma propriedade situada no município de Braço do Norte (SC). O material coletado foi acondicionado em garrafas plásticas de 2 litros e mantido sob refrigeração (4°C) até o momento de seu uso.

### **4.2- Sistema de tratamento anaeróbio dos resíduos sólidos orgânicos integrados com lodos de tanques sépticos**

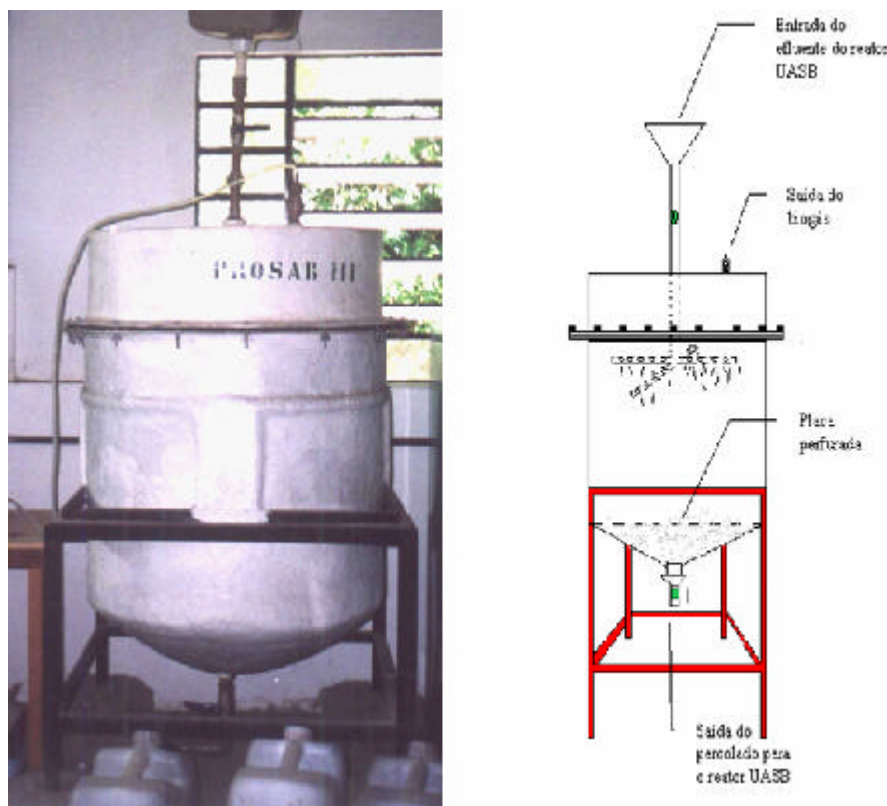
#### **4.2.1- Descrição do digestor para RSO e lodo**

O digestor para resíduos sólidos orgânicos integrados com lodos de tanques sépticos (digestor RSO/lodo) foi construído em fibra de vidro, tendo uma tampa parafusada que possuía um anel de borracha para a vedação; o digestor RSO/lodo possuía um diâmetro interno de 88 cm e altura total de 1,23 m. Este digestor era dividido em 3 partes conforme apresentado na Figura 4.1. Uma parte superior cilíndrica, que nada mais era que a própria tampa, com volume aproximado de 150 litros que era ocupado pelo gás produzido durante o processo de bioestabilização, uma outra parte cilíndrica de 360 litros preenchida pela massa semi-sólida constituída pela mistura de resíduo sólido orgânico e lodo de tanque séptico e uma parte cônica inferior de 59 l destinada a receber o lixiviado formado.

O digestor RSO/lodo possuía conectado à tampa um chuveiro interno composto por 4 canos de PVC perfurados e de diâmetro de 2,5 cm, que era usado para uma melhor redistribuição do lixiviado a ser recirculado. Este chuveiro interligava-se externamente, por meio de uma tubulação de PVC de 80 cm de altura

e diâmetro de 2,5 cm, a uma caixa plástica de 18 litros que armazenava este resíduo. No meio desta tubulação, um registro esfera controlava o fluxo de passagem do lixiviado. Ainda na tampa, havia um ponto de saída de biogás.

Na parte cônica inferior havia uma placa perfurada de fibra de vidro que permitia a passagem apenas do lixiviado e, externamente, um registro esfera controlava a sua saída.



**Figura 4.1- Digestor para resíduos sólidos orgânicos e lodos de tanques sépticos.**

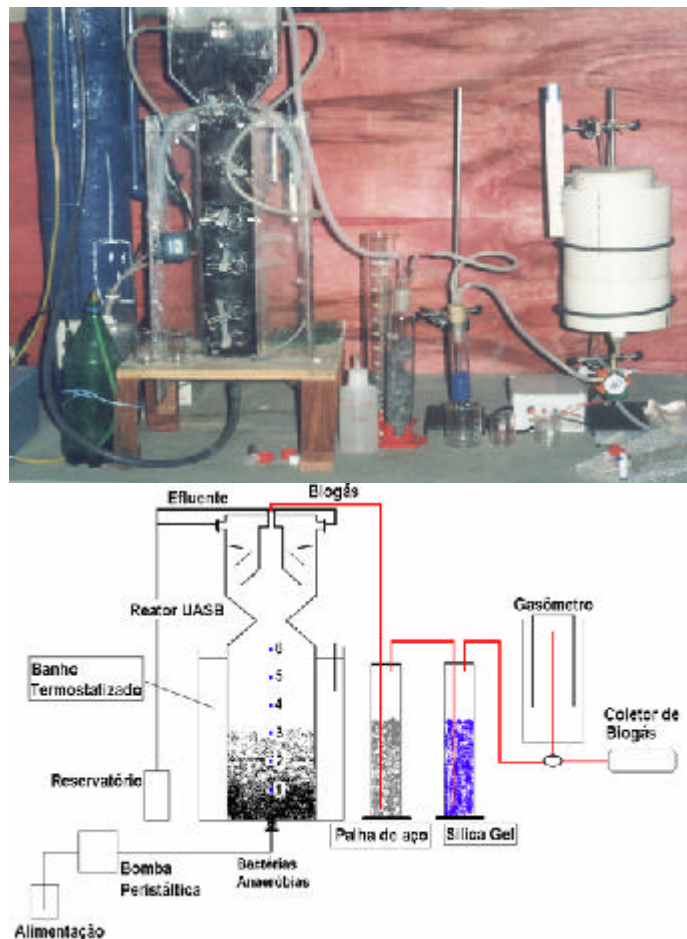
#### **4.2.2- Descrição do reator UASB**

O reator UASB utilizado para essa pesquisa era de acrílico com uma seção quadrada de 11 cm e tendo 105 cm de altura. O mesmo possuía um volume útil de 9,5 litros e apresentava seis pontos de coleta de amostra ao longo do seu corpo. Possuía ainda aquecimento interno por meio de banho termostatzado que permitia,



quando necessário, manter a temperatura do reator entre 25 e 27°C. Sua alimentação era feita por meio de uma bomba peristáltica e a produção diária de gás foi medida usando-se um gasômetro de cúpula flutuante.

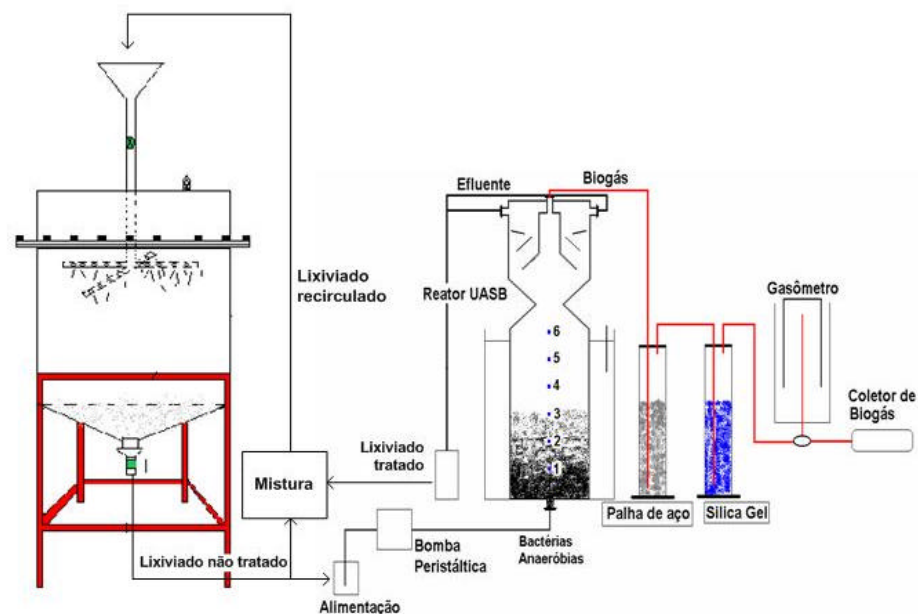
Dois frascos, um com palha de aço e o segundo com sílica gel foram adaptados antes do gasômetro para que fossem retidos o  $H_2S$  (proveniente da digestão anaeróbia) e a umidade do biogás. Um desenho esquemático do sistema utilizado é apresentado na Figura 4.2.



**Figura 4.2 – Reator UASB e esquema do sistema utilizado.**

#### 4.2.3- Operação do sistema

O sistema constituído pelo digestor RSO/lodo e o reator UASB funcionava como um circuito fechado em que parte do lixiviado formado no primeiro digestor seguia para o tratamento no reator UASB e era posteriormente misturado em partes iguais com uma parcela de lixiviado não tratado, de modo a completar 3 litros, para então retornar ao digestor RSO/lodo. A Figura 4.3 mostra como funcionava este sistema.



**Figura 4.3 – Esquema do sistema de tratamento.**

Em geral eram feitas recirculações diárias de 3 litros de lixiviado em função da capacidade do reator UASB que, conforme pode ser visto no item 4.2.2, tinha um volume útil de 9,5 l. A recirculação do lixiviado buscava fornecer nutrientes, manter um certo teor de umidade ao substrato e, sobretudo, oferecer inóculo proveniente do reator UASB para o digestor RSO/lodo visando acelerar o início da etapa metanogênica, de acordo com o observado por Libânio *et al.* (2003) e Fiore e Chernicharo (2005).

Conforme mencionado anteriormente, realizaram-se dois experimentos diferentes e em ambos o digestor RSO/lodo foi operado em condições de temperatura ambiente. No primeiro experimento, trabalhou-se com uma relação RSO e lodo de 80:20 em volume. Para tal experimento, trabalhou-se com um volume de RSO de aproximadamente 270 l, o que correspondia a uma massa de 231 kg de RSO com 32,5 kg de sólidos totais e 25,5 kg de sólidos voláteis. Quanto ao volume de lodo, trabalhou-se com uma quantidade total de 67,5 l, sendo 54 l de lodo de tanque séptico e 13,5 l de lodo granular de um reator UASB da CASAN também em uma relação de 80:20 em volume. A adição de lodo granular ao lodo de tanque séptico teve por objetivo fornecer mais inóculo ao digestor RSO/lodo. As concentrações em sólidos totais e voláteis do lodo de tanque séptico corresponderam respectivamente a 2,96 g/l e 2,18 g/l; com relação ao lodo granular adicionado, as concentrações de sólidos totais e voláteis corresponderam a 73,43 g/l e 39,43 g/l, respectivamente.

No primeiro experimento retirou-se no 28º dia de operação todo o volume de lixiviado gerado no interior do reator para que este fosse corrigido para pH em torno de 6,50. Este volume de lixiviado foi posteriormente retornado ao reator de RSO. As recirculações de lixiviado no reator eram igualmente feitas com correção de pH para 6,50.

Na batelada seguinte, experimentou-se trabalhar com uma relação massa de sólidos totais de inóculo por massa de sólidos totais da mistura, que ocupou um volume total no digestor de 160 l. Foi usado nesta partida 110 kg de RSO que tinha uma massa de sólidos totais em torno de 12 kg e sólidos voláteis de aproximadamente 10 kg. Um volume de 60 l de lodo de tanque séptico foi usado como inóculo. Este lodo possuía uma concentração de sólidos totais de 32 g/l e de

sólidos voláteis de 15 g/l. Com base nos valores de sólidos totais, trabalhou-se com uma relação de aproximadamente  $0,14 \text{ kgST}_{\text{inóculo}}/\text{kgST}_{\text{mistura}}$ . Nesta batelada o retorno da mistura de lixiviado ao reator RSO foi feito sem correção de pH, apenas realizando-se a mistura do lixiviado tratado no UASB com o lixiviado retirado do digestor RSO/lodo. A Tabela 4.1 apresenta de forma resumida as quantidades de lodo e RSO utilizadas e as suas características físicas para cada um dos experimentos anteriormente descritos.

**Tabela 4.1- Dados de preparação dos experimentos 1 e 2 do digestor RSO/lodo.**

Experimentos	Massa de RSO (kg)	ST <sub>RSO</sub> (kg)	SV <sub>RSO</sub> (kg)	V <sub>lodo</sub> tanque (l)	V <sub>lodo</sub> UASB (l)	ST <sub>lodo</sub> tanque (g/l)	SV <sub>lodo</sub> tanque (g/l)	ST <sub>lodo</sub> UASB (g/l)	SV <sub>lodo</sub> UASB (g/l)
1 <sup>o</sup>	231	32,5	25,5	54	13,5	2,96	2,18	73,43	39,43
2 <sup>o</sup>	110	12	10	60	-	32	15	-	-

Quanto ao reator UASB, no primeiro experimento o mesmo foi inoculado com lodo proveniente de reator UASB fornecido pela Companhia de Saneamento de Santa Catarina (CASAN); a operação do reator UASB no primeiro experimento foi assunto do trabalho de Mestrado do Mestre em Engenharia Química Fábio Rita (RITA, 2002). No segundo experimento, a partida no UASB foi dada usando-se uma mistura de 1:1 de lodo granular de um reator UASB que tratava efluentes de uma indústria cervejeira mais o lodo granular do próprio reator usado no experimento anterior formando um volume total inicial de 3 litros de lodo granular.

O lodo granular da cervejaria possuía uma concentração de sólidos totais de 75,09 g/l e sólidos voláteis de 61,57 g/l (relação SV/ST = 0,82) enquanto que o lodo granular já existente no UASB estava com uma concentração de ST de 117,71 g/l e SV de 46,38 g/l (relação SV/ST = 0,39). A relação SV/ST obtida para a mistura foi de 0,56.

No primeiro experimento, o reator UASB foi aclimatado usando-se lixiviado obtido de um aterro sanitário durante um período aproximado de 3 meses, até que se iniciasse a operação do digestor RSO/lodo, fato este que ocorreu a partir do 108º dia de operação do UASB. Neste experimento, o reator UASB foi operado tendo a sua temperatura controlada na faixa entre 25 e 27°C.

O reator UASB no segundo experimento foi aclimatado com substrato preparado através da diluição de lixiviado proveniente do digestor RSO/lodo do experimento anterior e que estava armazenado em bombonas plásticas a temperatura ambiente. A partir do 75º dia de operação passou-se a utilizar o lixiviado gerado no digestor RSO/lodo do segundo experimento. O controle de temperatura na faixa entre 25 e 27°C só começou a ser feito nos primeiros dias de inverno, quando começaram a ocorrer quedas acentuadas na temperatura ambiente.

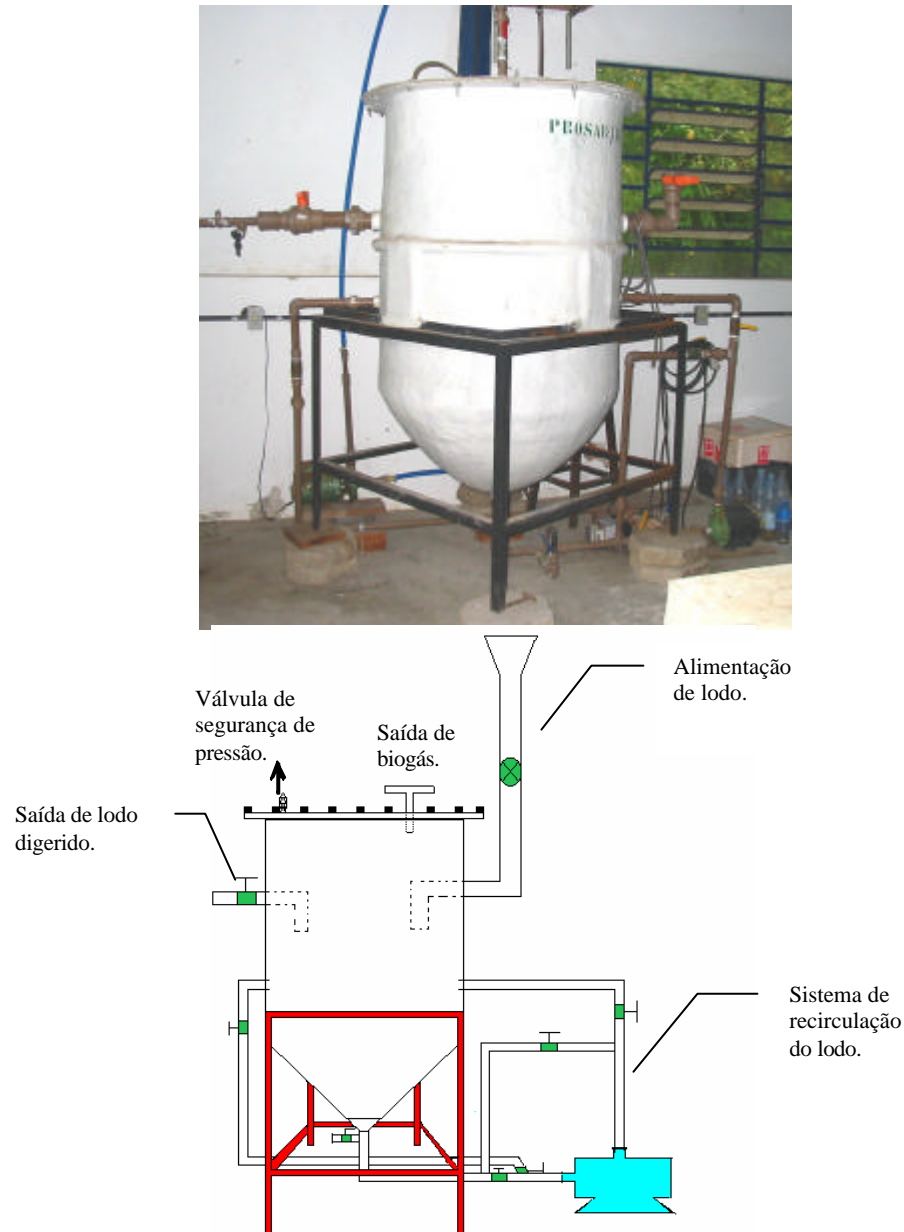
Em ambos os experimentos o reator UASB seguiu um plano de aumento gradual de carga de acordo com a eficiência de remoção e, por conseqüência, adaptação dos microrganismos, visando atingir cargas orgânicas volumétricas elevadas para o processo de tratamento (em torno de 8 a 12 gDQO/l/dia).

#### **4.3- Sistema de tratamento anaeróbio de lodos de tanques sépticos**

##### **4.3.1- Descrição do digestor para lodo de tanques sépticos**

O digestor para tratar os lodos de tanques sépticos foi construído em fibra de vidro, com volume total de 1000 litros e volume útil de 620 litros, medindo 100 cm de diâmetro e 1,61 m de altura sendo dividido em uma parte cilíndrica superior de 1,11 m e uma parte cônica inferior de 0,50 m. Fora projetado para este digestor um sistema de homogeneização hidráulica, através de recirculação do lodo, mas que por motivos de dificuldades operacionais fora abandonado. A figura 4.4 mostra o

esquema do biodigestor, onde pode-se visualizar as entradas e saídas de lodos, saída de biogás e os dispositivos de recirculação e descarte.



**Figura 4.4- Digestor para lodos de tanques sépticos.**

#### **4.3.2- Operação do sistema**

A partida no digestor ocorreu sem inoculação e ele foi operado sujeito às condições ambientais de temperatura. Em geral, o digestor era alimentado com lodo duas a três vezes por semana.

O tempo de retenção hidráulica inicial foi fixado em 45 dias, resultando em uma vazão de 14 l/dia. Com 167 dias de operação, este tempo foi reduzido para 40 dias, acarretando uma vazão de aproximadamente 16 l/dia e com 234 dias de operação, o tempo foi reduzido para 35 dias, resultando assim em uma vazão de 18 l/dia.

Foram realizadas análises do perfil de sólidos do digestor, para isso coletaram-se amostras ao longo da altura deste, a cada 20 cm, e fez-se a determinação dos sólidos totais e voláteis.

O primeiro descarte de lodo foi em 180 dias de operação, onde se retirou 50 l de lodo do fundo do reator com a finalidade de melhorar o processo de sedimentação dos sólidos. Foi, então, realizada uma coleta de amostras antes e depois dessa retirada de lodo.

Setenta dias após foi realizada outra análise do perfil de sólidos, através da qual se efetuou um balanço de massa do digestor com a finalidade de quantificar a conversão de matéria orgânica em biogás e verificar se o comportamento predominante do reator era de biodigestão ou de adensamento. Para isso foi analisada a quantidade de sólidos no lodo afluyente, a quantidade de sólidos no sobrenadante e o que foi retido no reator.

#### **4.4- Avaliação do grau de estabilidade dos lodos de tanques sépticos**

Considerando a necessidade de conhecer preliminarmente as potencialidades de tratamento de lodos de tanques sépticos através do processo anaeróbio, realizou-se o estudo do grau de estabilidade de lodos através de ensaios de bioestabilidade. As informações destes testes complementam aquelas obtidas na

avaliação do digestor piloto para o tratamento destes lodos, indicando qual é o potencial deste em remover a matéria orgânica biodegradável remanescente.

Para a realização dos ensaios de bioestabilidade foram utilizadas amostras de lodos coletados diretamente de caminhões limpa-fossas e que eram usados para alimentar o digestor para lodos de tanques sépticos. As cargas dos caminhões foram escolhidas ao acaso, englobando material coletado de fossas de diversos pontos do município de Florianópolis e mais uma amostra coletada numa fossa residencial do município de Blumenau. Foram feitas análises em triplicata para as primeiras amostras e a partir da amostra 5, devido ao seu elevado número, foram feitas análises apenas em duplicata. A metodologia implantada foi a seguinte:

Transferiu-se para um frasco de vidro com capacidade de 500 ml o volume de 300 ml de lodo de fossa séptica. Introduziu-se um fluxo de 100% nitrogênio no frasco, por aproximadamente 15 minutos, com o objetivo de retirar todo o oxigênio presente no frasco. Os frascos foram lacrados com tampas de borracha e conectados a sistemas de medição de gás através de um sistema de mangueiras e agulhas introduzidas pelas tampas de borracha. Os gasômetros eram constituídos de frascos da marca Duran invertidos, contendo uma solução de NaOH 5%. O biogás formado no ensaio borbulha na solução de NaOH, retirando o CO<sub>2</sub>, e, à medida que o metano acumula no topo do gasômetro, o volume equivalente a esta produção é deslocado para um erlenmeyer e medido com o auxílio de uma proveta. Os frascos foram incubados em um shaker, com temperatura controlada constante (35 °C) e agitação permanente. A Figura 4.5 mostra como era o sistema utilizado no experimento.





**Figura 4.5- Esquema utilizado para os ensaios de bioestabilidade dos lodos de tanques sépticos.**

Após incubação, aguardou-se 15 minutos para realizar a primeira leitura do volume de gás produzido, a fim de estabilizar o sistema. Depois, foram feitas leituras de 2 em 2 horas, nas 4 primeiras horas, 2 vezes ao dia, nos 3 dias seguintes, e 1 vez ao dia, até cessar a produção do gás.

As concentrações de sólidos voláteis das amostras de lodos de tanques sépticos utilizadas nos testes não foram modificadas antes do início do ensaio, ou seja, os testes de bioestabilidade foram realizados com as concentrações com que as amostras foram retiradas dos caminhões limpa-fossa.

Foram analisados os seguintes parâmetros para cada uma das amostras: redução de matéria orgânica em %SV, tempo aproximado de estabilização, fator de produção de gás metano em  $\text{ICH}_4/\text{gSV}$  alimentado e velocidade média de produção para atingir 25 % da produção total de gás, que passará a ser chamada de velocidade inicial de produção de metano ( $\text{mlCH}_4/\text{hora}$ ).

#### **4.5- Ensaio de atividade metanogênica específica (AME)**

O teste de atividade metanogênica específica (AME) foi desenvolvido no Laboratório de Engenharia Bioquímica (ENGEBIO), grupo de Tratamento Biológico de Resíduos, localizado no Departamento de Engenharia Química e de Alimentos da UFSC. Realizou-se o teste com o objetivo de definir qual o tipo de inóculo a ser utilizado nos experimentos de degradação anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos integrados com dejetos suínos. Foram estudados três tipos de inóculo: inóculo retirado de uma esterqueira de dejetos suínos, inóculo retirado de uma esterqueira de dejetos suínos com dejetos bovinos e inóculo granular de um reator UASB de uma indústria cervejeira. Definido o melhor inóculo, este foi caracterizado em termos de sólidos totais, voláteis e pH.

Este teste seguiu a metodologia descrita por Soares e Hirata (1997), com adaptações. Trabalhou-se com uma relação de inóculo/substrato de 5,0 gSV/l de concentração celular para 5,0 gDQO/l em ácidos orgânicos, ou seja, uma relação 1:1 em regime de agitação. Foram utilizados frascos de soro de 500 ml, sendo 400 ml de volume útil para a mistura inóculo+nutrientes+substrato. A composição das soluções estoques de nutrientes e de ácidos voláteis usados no teste de AME encontram-se nas Tabelas 4.2 e 4.3.

**Tabela 4.2- Composição das soluções estoques de nutrientes.**

Solução 1: Macronutrientes			
NH <sub>4</sub> Cl	170 g/l	MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	11,5 g/l
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	37 g/l	CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	8 g/l
Solução 2: Micronutrientes			
FeCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O	2000 mg/l	(NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	90 mg/l
CoCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	1088 mg/l	Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub>	100 mg/l
MnCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	500 mg/l	NiCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	50 mg/l
CuSO <sub>4</sub> .5H <sub>2</sub> O	38 mg/l	EDTA	1000 mg/l
ZnSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	106 mg/l	HCl concentrado	1 ml/l
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	50 mg/l		
Solução 3: Meio Redutor			
Na <sub>2</sub> S.9H <sub>2</sub> O		100 mg/l	

**Tabela 4.3- Composição da solução estoque de ácidos orgânicos voláteis.**

<b>Ácidos orgânicos</b>	<b>g/l</b>	<b>DQO em g/l</b>
Acético	28	29,88
Propiônico	28	42,28
Butírico	28	50,96

O teste de AME seguiu as seguintes etapas:

- Determinação da concentração (em g/l) de sólidos voláteis presentes no inóculo a ser analisado;
- Determinação do volume de inóculo a ser adicionado em cada frasco, a fim de se obter uma concentração final de inóculo correspondente a 5 gSV/l;
- Ao inóculo foram acrescentados aproximadamente 5,33 ml de solução 1, 0,80 ml da solução 2, 5 gotas da solução 3, 16,24 ml da mistura de ácidos voláteis e completado com água destilada até 400 ml;

- d) Purga do oxigênio presente nos frascos através de borbulhamento com nitrogênio gasoso (pressão de 5 psi durante 5 minutos);
- e) Os frascos foram fechados com tampas de borrachas e vedados com cola de silicone;
- f) Estes frascos conectaram-se a frascos de Duran invertidos para a medição volumétrica de gás metano por deslocamento de líquido (os frascos Duran são preenchidos com uma solução de NaOH 5% para que haja a retenção do CO<sub>2</sub> produzido). Na Figura 4.6 encontra-se uma foto do sistema utilizado no teste de AME. Como pode ser visto, o mesmo foi montado de forma similar aos ensaios de bioestabilidade do lodo de tanque séptico.
- g) Todos os frascos foram incubados em banho-maria com agitação e temperatura controlada a 35°C.



**Figura 4.6- Esquema utilizado para o teste de atividade metanogênica.**

Os ensaios foram realizados em triplicata e houve um branco sem os ácidos voláteis, mas contendo inóculo, nutrientes e água destilada. As leituras de volume de

gás foram feitas após 10 minutos do início do experimento. Nas primeiras 12 horas de ensaio, as medidas foram realizadas em intervalos de duas horas e nos 3 dias subsequentes as leituras ocorreram de duas a três vezes ao dia. Após este período, as medidas foram realizadas uma vez por dia, até que a produção do biogás se estabilizasse.

O volume de gás produzido foi corrigido nas CNTP e a atividade metanogênica específica máxima foi calculada de acordo com a equação descrita por Soares e Hirata (1997) em que se considera que 1 g de DQO degradada produz 0,35 l de gás metano. A equação é a seguinte:

$$AME_{MAX} = \frac{dV}{dt} \times \frac{24h/dia}{350ml/gDQO} \times \frac{1}{SV} \times \frac{1}{V} \quad (4.1)$$

Onde:

$AME_{MAX}$  = atividade metanogênica específica máxima expressa em gDQO- $CH_4$ /gSV·dia.

$dV/dt$  = velocidade máxima de produção de metano expresso em ml/h.

SV = concentração em sólidos voláteis do inóculo expresso em gSV/l.

V = volume do meio de reação expresso em litros.

O valor de  $dV/dt$  é obtido através da equação da reta de inclinação máxima do gráfico da produção acumulada de metano (expresso em ml  $CH_4$ ) em função do tempo (expresso em horas).

#### 4.6- Ensaios de biodegradabilidade

Os ensaios de biodegradabilidade dejetos suínos/RSO tiveram como objetivo verificar se haveria uma quantidade ideal de dejetos suínos que poderia contribuir numa melhor degradação dos RSO dentro de um processo de co-digestão

anaeróbia. Verificou-se também se a adição de inóculo contribuiria para a digestão anaeróbia de um substrato constituído por 50% de dejetos suínos mais 50% de RSO (expressos em sólidos voláteis) e qual poderia ser a proporção inóculo/substrato a ser adotada.

Para estes ensaios, trabalhou-se com diferentes proporções de resíduos sólidos orgânicos e dejetos suínos em termos de sólidos voláteis. Utilizaram-se sólidos voláteis ao invés de sólidos totais, pois os sólidos voláteis representariam melhor a fração orgânica do substrato e a biomassa no inóculo. As proporções de dejetos/RSO avaliadas foram: 0/100; 100/0; 40/60; 50/50; 10/90; 20/80. As proporções de dejetos/RSO de 0/100 e 100/00 foram usadas como controle. A porcentagem de inóculo adicionado aos frascos foi de 25% em sólidos voláteis totais da mistura.

Quanto aos ensaios de biodegradabilidade para avaliar a influência do inóculo sobre a digestão anaeróbia de um substrato constituído por dejetos e RSO em partes iguais, trabalhou-se com as seguintes proporções inóculo/substrato: 0/100, 25/75, 50/50 e 75/25, expressos em sólidos voláteis totais da mistura, além de um frasco controle contendo somente o inóculo. A Tabela 4.4 apresenta os ensaios de biodegradabilidade desenvolvidos e as respectivas composições dos meios.

**Tabela 4.4- Ensaios de biodegradabilidade desenvolvidos.**

Ensaios (proporções expressas em sólidos voláteis)	Composição do meio (expresso em % de sólidos voláteis totais da mistura)		
<u>Ensaios dejetos /RSO</u>	<u>Dejetos</u>	<u>RSO</u>	<u>Inóculo</u>
0/100	-	75%	25%
10/90	7,5%	67,5%	25%
20/80	15%	60%	25%
40/60	30%	45%	25%
50/50	37,5%	37,5%	25%
100/0	75%	-	25%
<u>Ensaios inóculo/substrato</u>			
0/100	50%	50%	-
25/75	37,5%	37,5%	25%
50/50	25%	25%	50%
75/25	12,5%	12,5%	75%
100/0	-	-	100%

O pH das amostras foi previamente ajustado para valores entre 6,5 e 7,5 utilizando-se uma solução de NaOH 5% e a temperatura de operação ficou entre 30 e 31°C. As amostras não foram tamponadas e qualquer ajuste posterior no pH foi feito com solução de NaOH 5% em quantidades mínimas, pois a intenção é que o pH ajuste-se naturalmente no sistema pela própria ação dos microrganismos participantes do processo. Os testes tiveram uma duração máxima de dois meses ou até quando houve a estabilização da produção de gás.

Os ensaios foram desenvolvidos em frascos de soro de 500 ml contendo em cada frasco aproximadamente 400 g de massa total da mistura (RSO+dejetos+inóculo). Para garantir que os ensaios ocorressem anaerobiamente, foi necessário realizar a purga do oxigênio presente nos frascos de soro através de borbulhamento com nitrogênio gasoso durante 5 minutos. Estes frascos de soro foram conectados a frascos de Duran invertidos para a medição volumétrica de gás

metano por deslocamento de líquido (os frascos Duran foram preenchidos com uma solução de NaOH 5% para que houvesse a retenção do CO<sub>2</sub> produzido).

A avaliação do processo se deu através do fator de produção diário e acumulado de biogás produzido por massa de sólidos voláteis adicionados para cada amostra em estudo ( $\text{ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}}$ ) e pela velocidade de biodegradabilidade específica ( $\text{ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}} \cdot \text{dia}$ ). Uma amostra de gás foi coletada a cada 15-20 dias aproximadamente para análise cromatográfica visando verificar o teor de metano e dióxido de carbono existente. Amostras do sobrenadante também foram retiradas dos frascos para análise de DQO e leitura de pH.

A montagem do sistema foi feita de forma semelhante ao que é realizada para o teste de atividade metanogênica e os ensaios realizaram-se no Laboratório de efluentes Líquidos e Gasosos pertencente ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. A Figura 4.7 mostra detalhes da montagem do ensaio.



**Figura 4.7- Detalhe da montagem para os ensaios de biodegradabilidade.**



#### 4.7- Métodos analíticos

Os resíduos sólidos orgânicos coletados na CEASA para os experimentos no digestor RSO/lodo foram caracterizados no início e final dos experimentos através dos seguintes parâmetros: nitrogênio total, fósforo total, teor de umidade, matéria orgânica, resíduos minerais e pH. Estas análises foram realizadas no Laboratório da CIDASC (Companhia Integrada de Desenvolvimento Agrícola de Santa Catarina) que segue metodologia desenvolvida pelo LANARV (Laboratório Nacional de Referência Vegetal).

O lixiviado recolhido do digestor RSO/lodo foi avaliado quanto aos parâmetros: DQO, DBO, pH, alcalinidade, acidez, nitrogênio amoniacal, fósforo total, ácidos orgânicos voláteis, sólidos totais, sólidos voláteis, sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis. Enquanto que o lixiviado que era preparado para o reator UASB teve monitorado seus valores de entrada e saída através de análises de DQO ácidos orgânicos voláteis e leitura do pH.

Os lodos de tanques sépticos coletados para os experimentos no digestor RSO/lodo e digestor de lodo eram armazenados sob refrigeração para posterior caracterização através dos seguintes parâmetros: DQO, DBO, pH, alcalinidade, nitrogênio amoniacal, fósforo total, óleos e graxas, detergentes, sólidos totais, sólidos voláteis, sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis. As análises físico-químicas dos lodos de tanques sépticos e dos lixiviados foram realizadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), localizado no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC e seguiram as recomendações indicadas pelo *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 1995).

Para a caracterização dos resíduos sólidos orgânicos, dejetos suínos e das amostras dos frascos dos ensaios de biodegradabilidade, foram feitas análises de sólidos totais, sólidos voláteis, teor de umidade, nitrogênio amoniacal, fósforo total, DQO e pH; de acordo com o proposto pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 1995).

Com relação à concentração dos ácidos orgânicos voláteis no lixiviado, estes foram determinados por cromatografia gasosa seguindo a metodologia descrita por Moraes *et al.* (2000), com adaptações. Quanto à composição do biogás, esta foi determinada também através de cromatografia gasosa, usando metodologia desenvolvida no LIMA.

#### **4.7.1- Determinação dos ácidos orgânicos voláteis**

Conforme mencionado anteriormente, a metodologia adotada para a determinação dos ácidos orgânicos voláteis foi a cromatografia gasosa, adaptado por Montenegro (2001) da metodologia utilizada no Laboratório de Processos Biológicos (LPB) do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC-USP, proposta por Moraes *et al.* (2000) e implantada e realizada no LIMA.

A amostra aquosa para a extração dos ácidos voláteis foi preparada como segue:

- a) Filtração em membrana de 0,45  $\mu\text{m}$  (Milipore), para as amostras;
- b) 2 ml da amostra foram colocados em frasco de vidro com rosca e tampa, junto com 1 ml de ácido sulfúrico 2%. Quando a amostra não era processada de imediato, esta era congelada com o ácido até o momento da análise. Os frascos eram selados com fita de teflon e fechados com tampa de rosca. Durante todo o

processo de realização da determinação de ácidos os frascos eram fechados desta maneira;

No momento da leitura por cromatografia, as amostras eram processadas como segue:

a) As amostras eram descongeladas e uma medida de cloreto de sódio era colocada no tubo de ensaio onde as amostras foram congeladas;

b) Adição de 100 µl de uma solução de ácido crotônico (700 mg/l) foi utilizada como padrão interno;

c) 2 ml de éter etílico puro (grau HPLC) foi adicionado na amostra para extração dos ácidos voláteis da fase aquosa;

d) Depois as amostras eram agitadas em “vortex” potência máxima por 1 minuto. As amostras eram guardadas sob refrigeração até o momento da análise cromatográfica, evitando-se a perda do éter e facilitando-se a amostragem da fase orgânica da amostra;

e) Numa capela química, alíquotas de 1µl da fase orgânica da amostra eram retiradas do frasco com o auxílio de uma seringa cromatográfica de volume igual a 10 µl e injetado em um cromatógrafo HP 6890 com detector de ionização de chama e coluna capilar *Nukol*<sup>TM</sup> (30 m X 0,25 mm X 0,25 µm), equipado com software HP ChemStation (HP 3365 series II versão A. 0.3.34), no LIMA.

As temperaturas do injetor e detector adotadas foram de 220°C e 250°C, respectivamente. A rampa de temperatura do forno empregada para a montagem da curva de calibração foi de 120°C a 145°C com incremento de 4°C/min e 3 minutos na temperatura de 145°C. O fluxo do gás de arraste hélio foi de 1 ml/min e os gases usados na queima do detector foram o hidrogênio, o ar sintético e o hélio a um fluxo de 35 ml/min, 300 ml/min e 1 ml/min, respectivamente. A cada injeção de amostra, o

cromatógrafo realizava uma limpeza da coluna ao final da corrida. Para tanto, o cromatógrafo estava programado para elevar a temperatura do forno a 180°C por 3 minutos, com um fluxo de hélio igual a 1 ml/min.

A preparação dos padrões de ácidos orgânicos voláteis para a montagem da curva de calibração seguiu a metodologia acima descrita. A curva padrão foi montada a partir de uma mistura padrão constituída pelos ácidos acético, propiônico, butírico, isobutírico, valérico e isovalérico.

#### **4.7.2- Determinação da composição do biogás: metano e dióxido de carbono**

As medidas de quantidade dos gases metano e dióxido de carbono foram realizados por cromatografia gasosa utilizando-se um cromatógrafo 3350-Varian, com detector de condutividade térmica e equipado com coluna Porasil C, comprimento 3 m e diâmetro interno de 1/8". O gás de arraste utilizado era o hélio a 30 ml/min e as temperaturas de injeção, detecção e do forno eram de 75°C, 150°C e 55°C , respectivamente. As amostras gasosas eram coletadas diretamente dos frascos por meio de seringa *gastight*, sendo injetado um volume de 100 µl no cromatógrafo.

A integração e os cromatogramas foram obtidos através de uma placa de interface ADCB 16 do *software Star chromatography workstation* da Varian. As curvas de calibração foram construídas pelo método da normalização utilizando-se uma mistura padrão de 65,15%vol de metano e 34,85%vol de dióxido de carbono fornecido pela *White-Martins*.

## **5- RESULTADOS E DISCUSSÃO**

## 5- RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1- Ensaio de digestão anaeróbia envolvendo resíduos sólidos orgânicos e tratamento de lixiviado

#### 5.1.1- Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos integrados com lodos de tanques sépticos

A Tabela 5.1 apresenta as características dos resíduos sólidos orgânicos no início e ao término da biodigestão do primeiro experimento. Observa-se que houve uma redução de matéria orgânica de 11,03 % (81% em matéria seca) para 6,9% (19% em matéria seca) e a sua mineralização aumentou de 2,58% (19% em matéria seca) para 17,58% (72% em matéria seca).

**Tabela 5.1. Composição físico-químico do resíduo sólido orgânico no primeiro experimento.**

<b>Parâmetros (%)*</b>	<b>Início</b>	<b>Após 150 dias</b>
N total	0,03	0,35
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> total	0,09	0,09
Umidade 65°C	86,00	75,50
Matéria orgânica	11,03 (81%Ms <sup>**</sup> )	6,90 (28%Ms <sup>**</sup> )
Resíduos minerais	2,58 (19%Ms <sup>**</sup> )	17,58 (72%Ms <sup>**</sup> )
pH	3,90	5,50

\*unidade % exceto para pH. \*\*Ms – matéria seca = massa total - umidade.

No entanto, pela Tabela 5.2, verificou-se que no segundo experimento a mineralização dos resíduos sólidos orgânicos/lodo não fora tão significativa quanto àquela obtida no primeiro experimento.

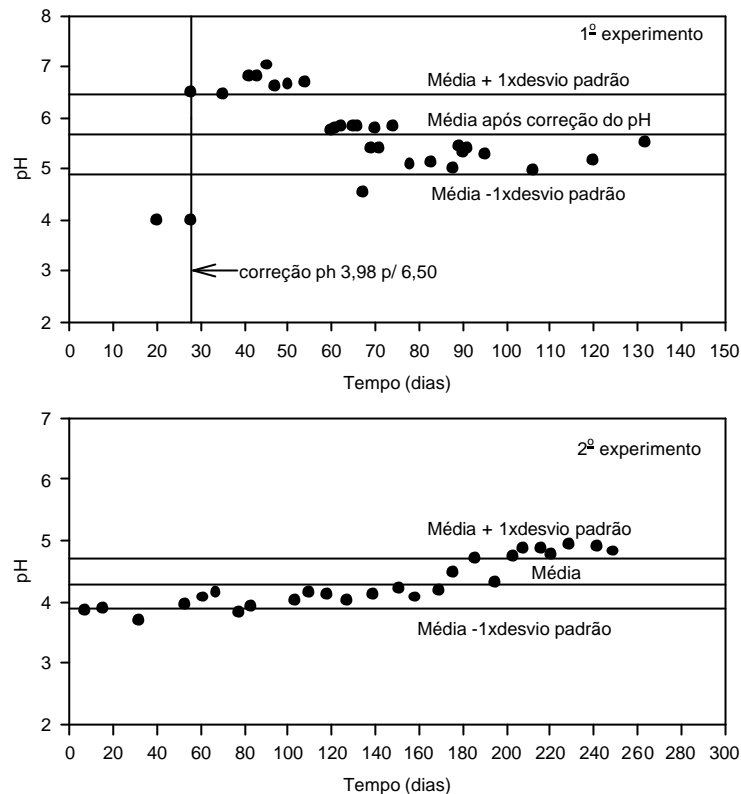
**Tabela 5.2. Composição físico-química do resíduo sólido orgânico no segundo experimento.**

<b>Parâmetros (%)*</b>	<b>Início</b>	<b>Após 144 dias</b>	<b>Após 257 dias</b>
N total	0,20	0,10	0,14
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> total	0,07	0,008	0,04
Umidade 65°C	88,70	90,60	91,70
Matéria orgânica	9,23 (87%Ms <sup>**</sup> )	7,29 (79%Ms <sup>**</sup> )	6,61 (81%Ms <sup>**</sup> )
Resíduos minerais	1,43 (13%Ms <sup>**</sup> )	1,96 (21%Ms <sup>**</sup> )	1,53 (19%Ms <sup>**</sup> )
pH	3,75	4,70	4,73

\*unidade % exceto para pH. \*\*Ms – matéria seca= massa total - umidade.

Um dos motivos para o ocorrido pode estar no fato de que não foram realizadas correções do pH para o lixiviado retornado ao reator durante o segundo experimento. Tanto no primeiro quanto no segundo experimento, o lixiviado tratado no reator UASB costumava sair com um pH na faixa de 7,6 e, eventualmente, saía com valores máximos ao redor de 8,0 e mínimos em torno de 6,0. No entanto, enquanto que no primeiro experimento, ao se realizar a mistura do lixiviado do UASB com o lixiviado proveniente do digestor RSO/lodo o pH era corrigido para valores ao redor de 6,5; no segundo experimento, sem a correção, a mistura ficava com valores de pH na faixa entre 5,0 e 5,5, obtendo-se às vezes valores acima de 6,0, ou seja, valores distantes da faixa considerada ótima para o crescimento dos microrganismos metanogênicos e que situa-se entre 6,6 e 7,4 (CHERNICHARO, 1997).

A Figura 5.1 mostra os valores de pH obtidos no lixiviado retirado do digestor RSO/lodo nos dois experimentos.



**Figura 5.1- Valores de pH do lixiviado retirado do digestor RSO/lodo.**

O valor do pH do lixiviado retirado do reator RSO/lodo para o primeiro experimento foi em média de 5,65. Já considerando os valores de pH após a sua correção, este valor aumentava para 5,78. No segundo experimento, o pH do lixiviado na saída era em média de 4,29, ou seja, muito mais ácido, até mesmo para as bactérias acidogênicas, uma vez que a faixa ótima de crescimento para este grupo de bactérias fica entre 5,0 e 6,0 – apesar de poderem se mostrar ainda bastante ativas para valores de pH tão baixos quanto 4,5 (CHERNICHARO, 1997). Porém, no final desta etapa, a partir do 203º dia de experimento, verificou-se uma tendência de estabilização do pH em torno de um valor médio de 4,85.

Em ambos os experimentos houve uma tendência inicial de acúmulo de ácidos orgânicos voláteis no lixiviado retirado do digestor RSO/lodo, conforme pode ser observado pelas Figuras 5.2 e 5.3.



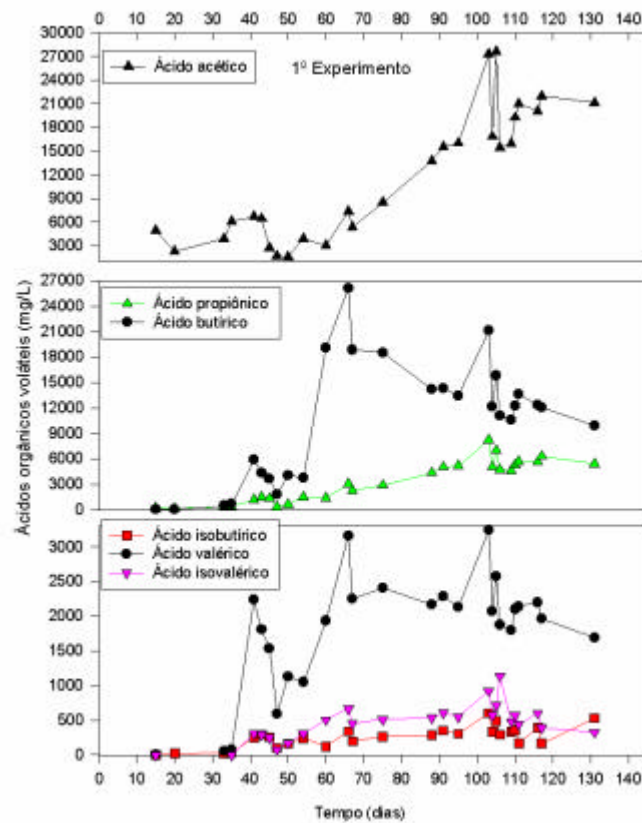


Figura 5.2- Evolução das concentrações de ácidos orgânicos voláteis do lixiviado (1º experimento).

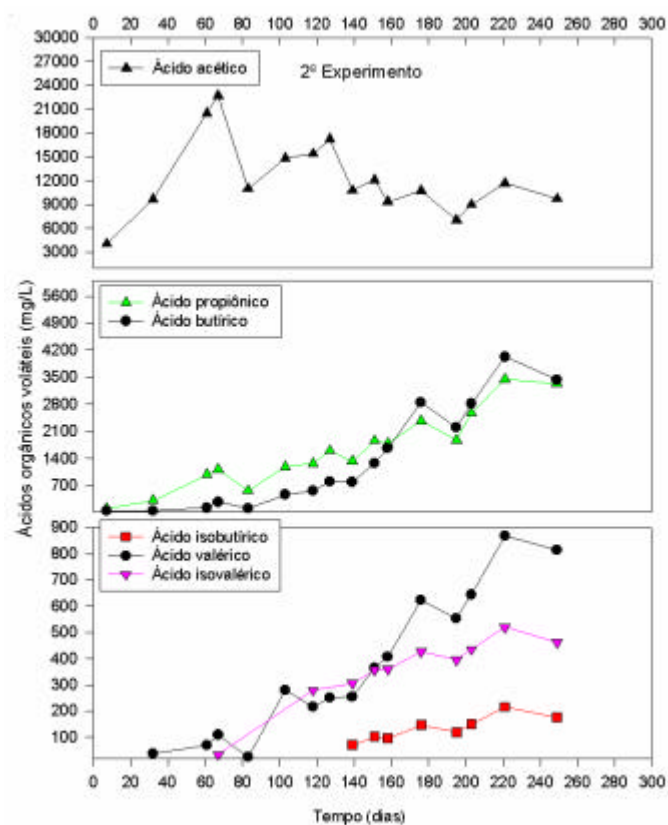


Figura 5.3- Evolução das concentrações de ácidos orgânicos voláteis do lixiviado (2º experimento).

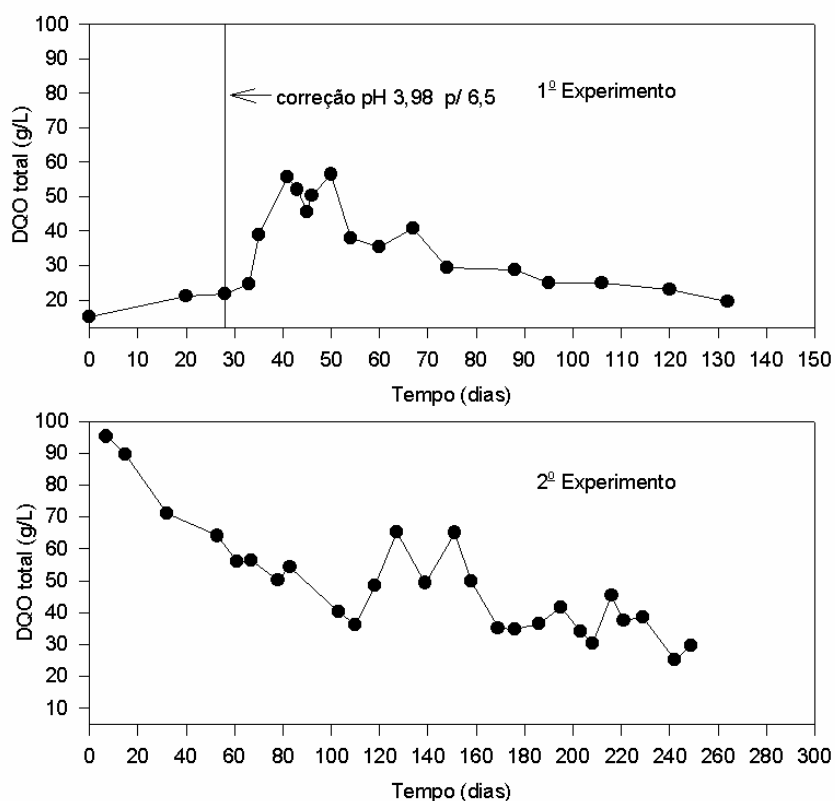
Observa-se que no experimento 1 houve uma tendência de acúmulo de ácido acético até o 105º dia de experimento e, a partir daí, o gráfico apresentou uma tendência de queda e aparentemente de estabilização dos seus valores. Os demais ácidos também seguiram este comportamento, com uma tendência de queda e estabilização por volta do 66º dia de experimento, o dia exato de início da estabilização variou de acordo com o tipo de ácido orgânico.

No experimento 2 observou-se inicialmente um acúmulo de ácido acético até o 67º dia de experimento, havendo uma tendência de estabilização para valores em torno de 10000 mg/l a partir do 139º dia de experimento. Para os demais ácidos, notou-se uma tendência de acúmulo, não sendo possível a princípio precisar se a redução observada no último dia de experimento representava uma tendência de queda, estabilização ou apenas uma flutuação nos valores das concentrações destes ácidos; porém ao se comparar estes resultados com o comportamento das curvas de ácido acético e de pH nos últimos dias do experimento, a hipótese de estabilização torna-se a mais razoável.

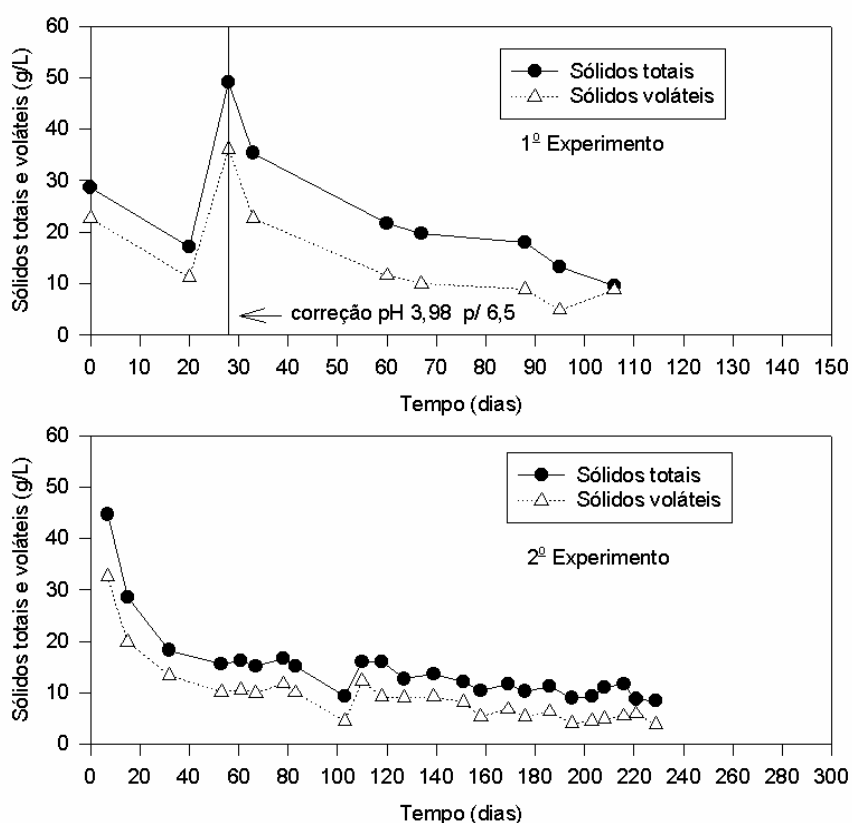
Em ambos os experimentos, o período de acompanhamento do digestor precisaria ter sido maior para que se pudesse confirmar a tendência de estabilização dos valores de pH e das concentrações de ácidos voláteis uma vez que o primeiro experimento durou aproximadamente 130 dias e o segundo experimento em torno de 250 dias. Cintra *et al.* (2005), em estudo similar, necessitaram de aproximadamente 100 dias para atingir o que eles denominaram de fase metanogênica instável e 300 dias para alcançarem a fase metanogênica estável, sendo que todo o processo de tratamento durou aproximadamente 600 dias.

Quanto aos valores de DQO e do teor de sólidos do lixiviado na saída do reator (Figuras 5.4 e 5.5), obteve-se uma redução da DQO na faixa de 65-69% e dos

sólidos totais e voláteis a redução foi na faixa de 80% e 76-88%, respectivamente. As reduções observadas nos valores de DQO do lixiviado podem estar diretamente relacionadas com o bom desempenho obtido no reator UASB, conforme pode ser visto no item 5.1.2. Acredita-se ainda que esta eficiência pudesse ser maior caso houvesse no digestor RSO/lodo um melhor controle do pH em seu interior.



**Figura 5.4- Variação das concentrações de DQO do lixiviado.**



**Figura 5.5- Variação da concentração de sólidos totais e voláteis do lixiviado.**

Apesar do predomínio da fase acidogênica no digestor RSO/lodo nos dois experimentos, constatou-se uma redução do teor de material orgânico do substrato e do teor de sólidos e DQO do lixiviado gerado, apontando, deste modo, para a possibilidade de se trabalhar com o digestor RSO/lodo integrado com um reator UASB. No entanto, a correção de pH do lixiviado, bem como a definição do volume a ser recirculado é um fator importante para o processo adequado de biodigestão. Também seria interessante avaliar a atividade microbológica do lixiviado efluente do UASB, seja através de microscopia ou por ensaios de atividade metanogênica específica, para definir o volume a ser recirculado que garanta inóculo suficiente para o digestor RSO/lodo.

Outro fator relevante para o desempenho do digestor foram as relações lodo/RSO trabalhadas. No primeiro estudo trabalhou-se com uma relação

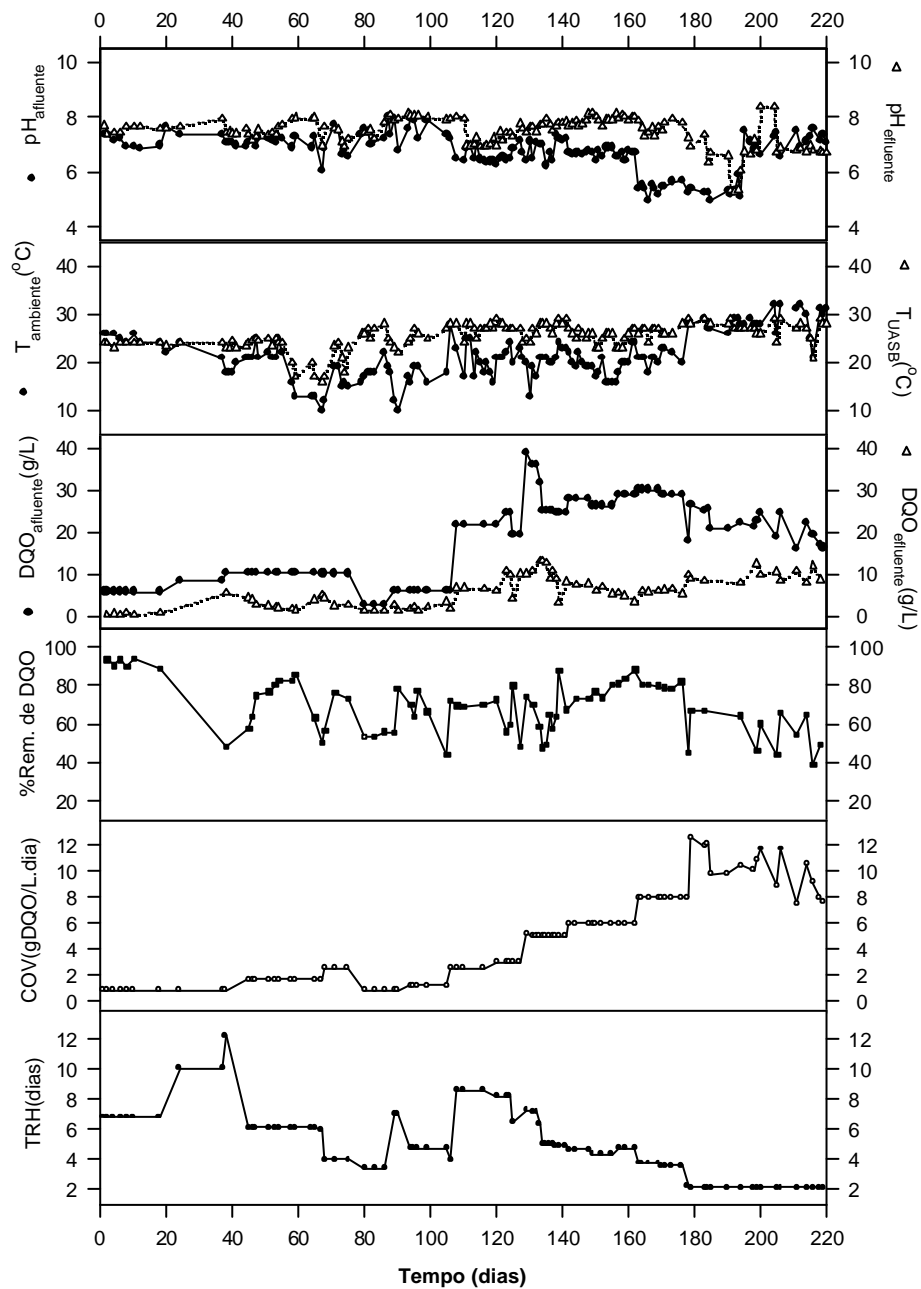
volumétrica de RSO/lodo e na batelada seguinte trabalhou-se com uma relação em termos de sólidos totais. Em ambos os casos trabalharam-se com relações que não permitiam estimar a fração biodegradável existente no substrato e tampouco a biomassa que estaria sendo incorporada no meio de reação. Na opinião de Mendonça *et al.* (2003), seria mais interessante trabalhar com relações em termos de sólidos voláteis, pois este parâmetro representaria melhor a fração orgânica do substrato e a biomassa do inóculo. Além disso, segundo Brummeler (1993) apud Mendonça *et al.* (2003), é importante para a inoculação de um digestor considerar a atividade metanogênica do inóculo e a biodegradabilidade do resíduo a ser degradado.

Fazendo uma avaliação, em termo de sólidos voláteis, verificou-se que a quantidade de lodo adicionado ao RSO foi muito pequena nos dois experimentos, tanto como substrato complementar em um processo de co-digestão quanto como inóculo. No primeiro experimento, a relação lodo/RSO em SV ficou em torno de 2,5% de lodo para 97,5% de RSO e, no segundo experimento, esta relação foi de aproximadamente 4,5% de lodo para 95,5% de RSO. No anexo A encontram-se as tabelas contendo a composição físico-química do lixiviado coletado do digestor ao longo do tempo de duração dos ensaios.

No item 5.2 do presente capítulo desenvolveu-se ensaios de co-digestão de RSO com dejetos suínos em termos de sólidos voláteis, avaliando-se a biodegradabilidade do substrato formado, realizando-se ensaios de atividade metanogênica e estudando a quantidade necessária de inóculo a ser aplicada de acordo com o comentado por Brummeler (1993) apud Mendonça *et al.* (2003).

### 5.1.2- Reator UASB no tratamento de lixiviado

Os resultados referentes à adição do lixiviado no reator UASB durante o primeiro experimento são apresentados na Figura 5.6 e as tabelas de acompanhamento diário do experimento encontram-se no anexo B; salienta-se que os resultados do primeiro experimento fizeram parte do trabalho de Mestrado de Rita (2002).



**Figura 5.6- Evolução dos parâmetros de controle do reator UASB (1º experimento).**

Observa-se que a DQO do lixiviado para a alimentação do UASB variou de 2,80 a 38,70 gDQO/l, em função da lixiviação do material orgânico do digestor RSO/lodo e do lixiviado de aterro sanitário usado inicialmente para a aclimação do reator UASB. Do 1º ao 67º de operação trabalhando-se com uma progressão de carga orgânica volumétrica (COV) de 0,84 a 1,68 gDQO/l/dia, alcançou-se valores de remoção de DQO acima de 80%.

A partir do 68º dia de operação aumentou-se a carga orgânica volumétrica para 2,53 gDQO/l/dia, porém, devido a queda da concentração de DQO para 2,87 g/l, a partir do 80º dia de operação, a carga orgânica baixou para 0,85 gDQO/l/dia.

No período em que se trabalhou com a COV de 0,85 gDQO/l/dia a eficiência de remoção de DQO ficou em torno de 55%. Do dia 89 ao dia 107 de experimento, a concentração de lixiviado esteve em 6,00 gDQO/l e a carga orgânica aumentou gradualmente de 0,85 para 2,50 gDQO/l/dia, obtendo-se valores de eficiência de remoção de DQO acima de 70%. Foi possível manter a COV de 2,50 gDQO/l/dia, com eficiência de remoção próximo de 70%, mesmo quando passou-se a usar o lixiviado gerado no digestor RSO/lodo, a partir do 108º dia de operação, e as concentrações de DQO aumentaram para valores em torno de 22 gDQO/l.

Porém, ocorrera no 129º dia de operação uma alteração ainda maior na alimentação do reator, onde a sua concentração de DQO subiu bruscamente de 19,0 para 38,7 gDQO/l, acarretando uma certa instabilidade no reator devido às elevadas concentrações de DQO aplicadas ao sistema. O reator atingiu ótimos níveis de remoção de DQO a partir do 139º dia de operação alcançando um valor percentual de remoção de aproximadamente 88% para uma concentração de DQO de 24,71 gDQO/l e COV de 5 gDQO/l/dia, mantendo-se uma média de remoção de

DQO de 78,98% para COV's que variaram de 5 a 8 gDQO/l/dia até o 176º dia de experimento.

Deve-se ressaltar que durante este período de elevada remoção de DQO, a partir do 163º dia de operação, decidiu-se observar o comportamento do reator UASB ao sofrer alimentação direta do lixiviado sem qualquer tipo de diluição ou acerto de pH; verificando-se uma queda acentuada do pH na alimentação do reator (de valores em torno de 6,7 passou-se para aproximadamente 5,5). Após 15 dias de alimentação operando-se desta forma, houve flutuações na eficiência de remoção da matéria orgânica. No 178º dia de operação, por exemplo, observou-se uma queda na eficiência de remoção da DQO, caindo de 82 para 45% e o pH na alimentação se encontrava em 5,4. Outro agravante observado foi o súbito aumento da carga orgânica volumétrica para valores ao redor de 12 gDQO/l/dia, mesmo com o sistema instável, conduzindo o reator a uma falha que se prolongou até o fim do experimento.

Verificou-se desta forma a necessidade não só do controle do pH do substrato a ser tratado como também um maior controle das COV's aplicadas ao sistema, cargas estas que devem ser aumentadas de forma gradual, à medida que os microrganismos vão se adaptando a consumir maiores quantidades de substrato, o que pode ser observado através da eficiência de remoção de DQO. Portanto, decidiu-se que no segundo experimento seria trabalhada a progressão de carga do reator UASB em passos mais pausados do que no primeiro experimento, caracterizando melhor seus estados estacionários e começando-se com uma carga de 2 gDQO/l/dia.

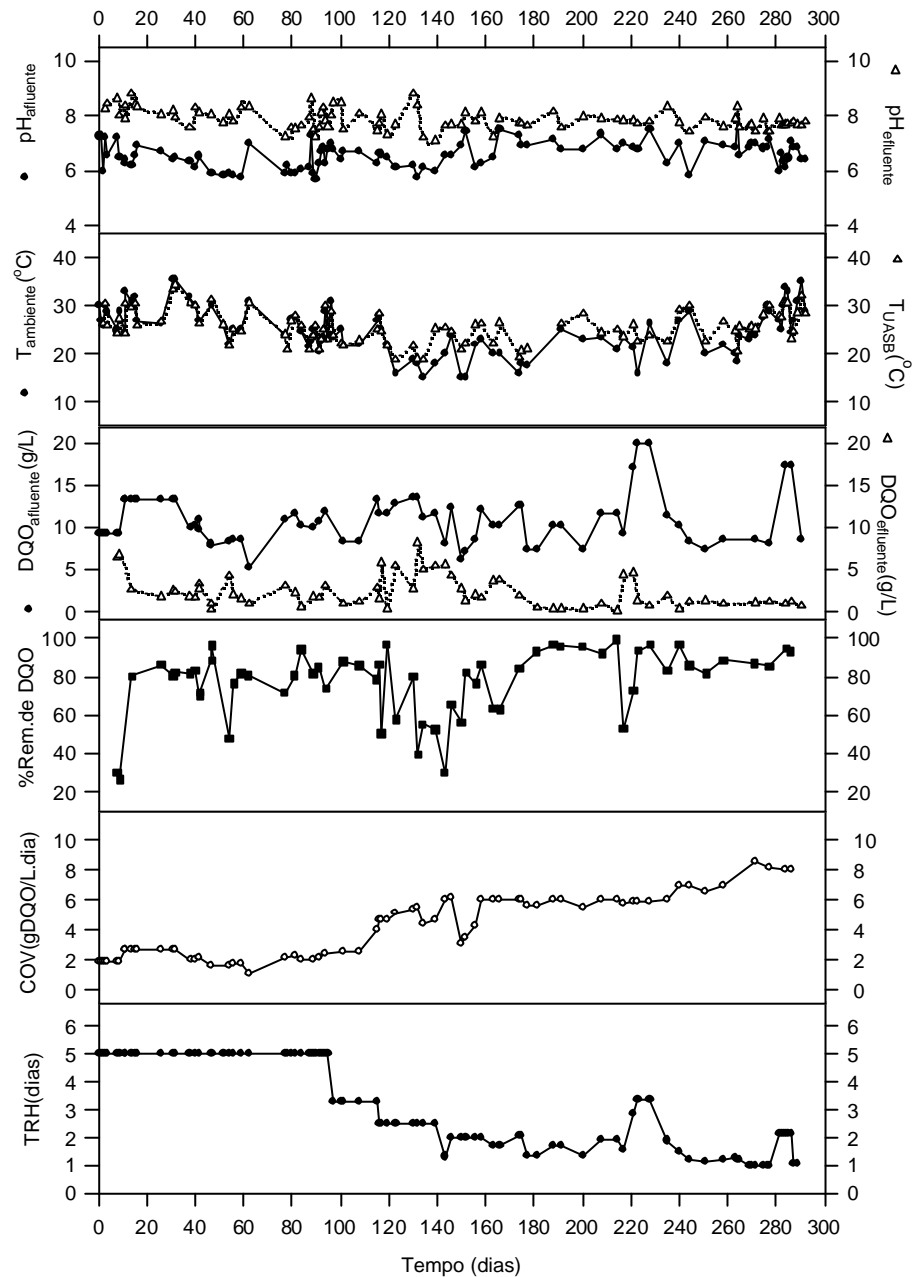
No segundo experimento, a alimentação do reator UASB era preparada de tal forma que a concentração de matéria orgânica se situasse em torno de 10 gDQO/l,



obtida pela composição de uma mistura do lixiviado do reator RSO e o efluente do próprio reator UASB. Esta alimentação era preparada e armazenada durante uma semana, enquanto o reator era alimentado. Durante a progressão de cargas, no momento em que se atingia um novo patamar, ocorria inicialmente um arraste de sólidos do reator e conseqüentemente uma redução na eficiência de remoção da DQO, que logo voltava a se estabilizar e atingir patamares ótimos de remoção à medida que os microrganismos iam se adaptando à nova situação.

No decorrer do segundo experimento (Figura 5.7 e tabelas de acompanhamento do anexo C), também foram observadas flutuações na eficiência de remoção de DQO devido a quedas bruscas na temperatura ambiente durante o período do inverno. No 123º dia, por exemplo, é apresentada uma eficiência de remoção de 57,6% sendo que neste dia foi registrada uma temperatura ambiente de 16°C e, até então, as temperaturas ambientes estavam em média em torno de 27°C, sendo registradas máximas de até 35,5°C. Este foi o período mais crítico de operação pelo fato do reator estar operando sem controle de temperatura.

Após o 134º dia foi determinado trabalhar com aquecimento interno, mantendo a temperatura mínima do reator acima de 20°C, retornando os níveis ótimos de remoção de DQO a partir do 152º dia de operação.

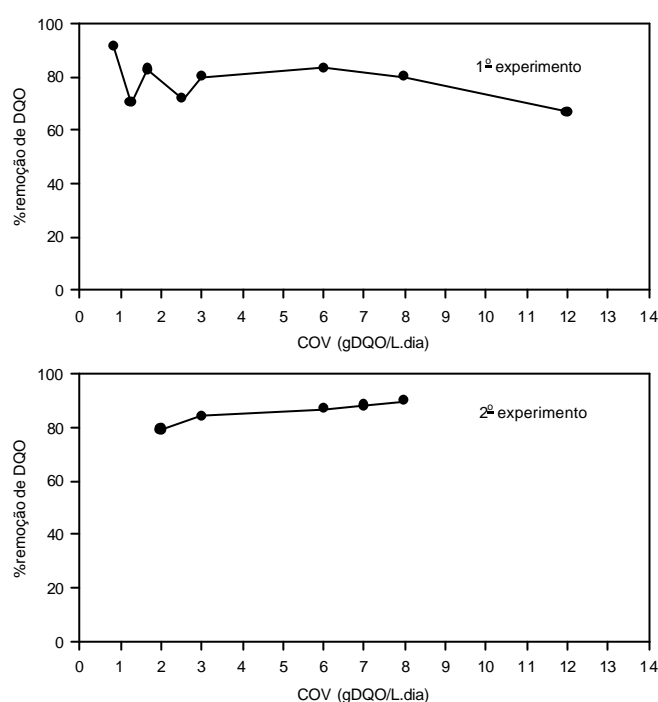


**Figura 5.7- Evolução dos parâmetros de controle do reator UASB (2º experimento).**

No 143º dia de operação, passou-se a trabalhar com COV de 6 gDQO/l.dia. Esta condição foi mantida durante 92 dias para que se pudesse obter uma operação estável neste patamar e assim proceder a sua caracterização. Nesta COV o reator apresentou uma eficiência média, determinada entre os 188º e 235º dia de operação, de 87,13%. Com o intuito de verificar os limites do sistema, no 237º dia aumentou-se a carga para 7 gDQO/l.dia e logo atingiu-se uma remoção acima de

80% e por consequência, progrediu-se para a carga orgânica de 8 gDQO/l/dia. A caracterização do processo no patamar da carga de 8 gDQO/l/dia apresentou uma remoção de DQO variando de 85 a 95%.

A Figura 5.8 apresenta a variação da eficiência média de remoção de DQO da matéria orgânica em função da COV aplicada para os dois experimentos. Os valores médios de eficiência usados correspondem aos períodos em que o sistema de tratamento encontrava-se estabilizado para a carga correspondente aplicada.



**Figura 5.8- Eficiência média de remoção de DQO para as respectivas COVs aplicadas no reator UASB.**

No primeiro experimento, apesar de algumas flutuações nos percentuais de remoção de DQO, foi obtido uma média de remoção de aproximadamente 78,25% durante o estado estacionário. O experimento 2, por ter sido melhor caracterizado as fases estacionárias de cada COV aplicada, obteve-se uma eficiência de remoção média superior ao do primeiro experimento e de 85,74%. Nota-se, pelo segundo experimento, que com o devido controle operacional (controle de vazão e concentração de alimentação, pH e temperatura) é possível trabalhar com COV

elevada e baixos TRH, para uma concentração de matéria orgânica no lixiviado em torno de 10 gDQO/l, sem maiores prejuízos para o tratamento.

Estes resultados também mostram que é plenamente viável trabalhar com o reator UASB para tratar o lixiviado proveniente de RSO coletado de feiras livres, tal como foi feito, em cargas de 6 gDQO/l/dia, podendo-se atingir cargas superiores quando o UASB for operado continuamente por períodos mais longos. As eventuais flutuações nas eficiências de remoção de DQO, quando em estado estacionário, parecem estar mais relacionadas à variação da composição do lixiviado e por falhas operacionais do que com o aumento da carga orgânica volumétrica em si. García *et al.* (1996), tratando lixiviado em um reator UASB a temperatura ambiente (15-20°C), obtiveram percentuais de remoção de DQO entre 73-93% independente da carga orgânica volumétrica aplicada. Para os autores o principal fator interveniente na eficiência de remoção também fora a variação da composição do lixiviado a ser biodegradado.

Em complementação ao trabalho, apresenta-se nas Tabelas 5.3 e 5.4 os resultados das análises das concentrações de ácidos orgânicos voláteis realizados para os dois experimentos. Pelas tabelas observa-se que o UASB vem sendo capaz de remover não só o ácido acético, que é o preferencial dos microrganismos, mas também o propiônico, butírico, isobutírico e valérico, cujos valores efluentes chegam a não ser detectados na análise cromatográfica.

**Tabela 5.3- Concentração dos ácidos orgânicos voláteis afluentes e efluentes do reator UASB (1º experimento).**

Tempo (dias)	Acido acético (mg/l)		Acido propiônico (mg/l)		Acido isobutírico (mg/l)		Acido butírico (mg/l)		Acido valérico (mg/l)	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
15	2148	-	114	-	65	-	75	-	-	-
29	5258	-	2904	-	1105	-	2358	-	560	-
45	1333	584	1370	214	506	136	1044	113	223	178
49	4490	-	3260	-	1183	-	2536	-	582	-
74	4925	413	3003	598	1165	141	2507	57	612	153
78	2416	737	195	322	87	47	98	43	16	5
121	6714	1141	1148	1041	251	20	5906	160	305	17
125	2796	1044	1332	227	253	28	3656	108	248	32
147	1026	-	3046	-	405	-	260	-	264	-
155	592	-	1542	-	234	-	178	-	194	-

**Tabela 5.4- Concentração dos ácidos orgânicos voláteis afluentes e efluentes do reator UASB (2º experimento).**

Tempo (dias)	Acido acético (mg/l)		Acido propiônico (mg/l)		Acido isobutírico (mg/l)		Acido butírico (mg/l)		Acido valérico (mg/l)	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
77	1140	667	146	33	24	-	708	-	59	-
81	1954	530	1284	36	24	-	4117	-	161	-
89	5035	755	1515	37	30	113	3862	25	156	7
91	572	498	1146	37	26	-	3714	-	168	-
94	1735	700	1253	56	26	-	3579	71	158	7
143	4732	1806	1283	895	80	89	353	188	224	195
200	4218	1480	1775	-	116	-	521	-	298	-
221	4317	859	1048	118	95	-	1057	-	339	-
251	3918	2546	869	189	63	-	606	133	482	-

De modo geral, o reator UASB tratando o lixiviado gerado no RSO apresentou resultados positivos. Obteve-se remoções de DQO entre 85 e 95% operando o reator em condições estáveis para a carga de 8 gDQO/l/dia, demonstrando a capacidade do UASB de trabalhar com elevadas cargas orgânicas. Porém, recomenda-se que se projete tais reatores para carga de 6 gDQO/l/dia por esta ter sido uma carga que manteve o reator estável por um longo período de operação. As Tabelas 5.5 e 5.6 apresentam dados estatísticos do comportamento do reator UASB

para os dois experimentos; incluindo também as medições feitas quando as COV's não estavam em estado estacionário.

**Tabela 5.5- Dados estatísticos dos parâmetros de controle do reator UASB para o primeiro experimento.**

<b>Parâmetros</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>
pH afluente	4,98	8,03	6,75	0,69
pH efluente	5,31	8,40	7,47	0,54
Temperatura ambiente (°C)	10,00	32,00	21,39	4,73
Temperatura UASB (°C)	16,00	29,00	25,50	2,56
DQO afluente (gDQO/l)	2,87	38,67	18,58	9,46
DQO efluente (gDQO/l)	0,37	13,15	5,65	3,67
% rem. DQO	39,00	93,55	68,70	13,82
Volume biogás (l)	0,21	32,48	12,89	10,96
Fator produção gás (l/gDQOdegradada)	0,02	1,88	0,42	0,35

**Tabela 5.6- Dados estatísticos dos parâmetros de controle do reator UASB para o segundo experimento.**

<b>Parâmetros</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>
pH afluente	5,68	7,87	6,57	0,47
pH efluente	6,80	8,83	7,84	0,38
Temperatura ambiente (°C)	15,00	35,50	24,96	4,87
Temperatura UASB (°C)	18,90	34,50	25,93	3,45
DQO afluente (gDQO/l)	5,28	19,96	10,84	2,92
DQO efluente (gDQO/l)	0,09	8,18	2,51	1,99
% rem. DQO	21,86	99,21	75,75	19,25
Volume biogás (l)	0,85	26,42	7,65	5,95
Fator produção gás (l/gDQOdegradada)	0,05	1,31	0,27	0,21

Observa-se que no segundo experimento a eficiência de remoção de DQO foi em média superior ao do primeiro experimento; apresentando um valor de aproximadamente 76% contra 69% obtido na primeira fase. Ressalta-se que a DQO afluente apresentou-se mais estável na segunda etapa com uma média em torno de 10,83 g/l e desvio padrão de 2,92 contra o valor médio de DQO de entrada de 18,58 g/l e desvio padrão em torno de 9,46. O aumento mais pausado no último experimento garantiu um melhor controle do reator que tivera problemas mais

relacionados com quedas bruscas da temperatura ambiente, mas que foram logo resolvidas com o controle da sua temperatura interna por meio de um termostato. Provavelmente, devido a estas quedas bruscas de temperatura é que o volume de biogás médio diário do segundo experimento tenha sido um pouco inferior ao do primeiro experimento.

Um fator que também deve ser considerado para o bom desempenho do reator UASB encontra-se no elevado teor de material biodegradável que constituía o lixiviado proveniente exclusivamente de RSO. Foram realizados durante o primeiro experimento algumas análises de DBO do lixiviado afluente, verificando relações elevadas de DBO/DQO (acima de 0,75) e que estas pareciam estar aumentando com o tempo, provavelmente devido ao fato do lixiviado que era tratado no UASB ser recirculado no reator RSO/lodo o que promovia uma transferência de material orgânico do substrato sólido para o meio líquido do lixiviado. A Tabela 5.7 apresenta esta característica.

**Tabela 5.7- Relação DBO<sub>5</sub>/DQO (1º experimento).**

<b>Tempo (dias)</b>	<b>DBO<sub>5</sub>(g/l)</b>	<b>DQO (g/l)</b>	<b>DBO<sub>5</sub>/DQO</b>
108	16,72	21,71	0,77
116	30,00	38,81	0,78
141	32,40	35,44	0,92
213	19,60	19,61	1,00

De acordo com Hamada (1997), relações de DBO<sub>5</sub>/DQO entre 0,4 e 0,6 já são indicadores de elevada biodegradabilidade e, na opinião de Lettinga e Pol (1991) apud Chávez *et al.*(2005), valores acima de 0,6 são indicativos de que o tratamento biológico é melhor para remover a matéria orgânica do que usar somente um tratamento físico-químico. García *et al.* (1996) e Kettunen e Rintala (1997), ao tratarem lixiviado contendo um elevado teor de matéria orgânica conseguiram eficiências de remoção de DQO acima de 82% e ao redor de 75%, respectivamente,

operando reatores UASB em temperaturas em torno de 20°C. Em compensação, Santos *et al.*(2003) e Fiore e Chernicharo (2005) obtiveram eficiências médias de remoção de DQO de apenas 43% e 50%, respectivamente, ao tratar em reator UASB lixiviados com uma relação DBO<sub>5</sub>/DQO média de 0,2.

Com relação à temperatura, a importância de seu controle mais uma vez vem confirmar os dados da literatura onde a digestão anaeróbia fica comprometida para temperaturas abaixo de 20°C (NOGUEIRA, 1992; GARCÍA *et al.*, 1996; KETTUNEN e RINTALA, 1997; CHERNICHARO, 1997).



## 5.2- Ensaio de digestão anaeróbia envolvendo lodos de tanques sépticos

### 5.2.1- Digestão anaeróbia de lodos de tanques sépticos

Inicialmente, fez-se a caracterização dos lodos de tanques sépticos da Grande Florianópolis. Os resultados analíticos de vinte e três amostras de diferentes locais, fornecidas por empresas operadoras de limpezas de tanques sépticos estão discriminadas na tabela do anexo D. Na Tabela 5.8 apresenta-se a caracterização obtida integrando todas as amostras, através de cálculo estatístico. Estas amostras foram provenientes de diferentes locais e segundo informações das empresas algumas eram constituídas de lodos de tanques sépticos de residências misturados com material retirado de unidades de tratamento de restaurantes.

**Tabela 5.8- Características de lodo de tanque séptico do Município de Florianópolis/SC.**

Parâmetros (mg/l)*	Mínimo	Máximo	Média	Desvio padrão
DQO	528	29704	10383	8812
DQO filtrada	322	3880	1028	743
DBO <sub>5</sub>	300	7400	2808	2283
pH	5,48	7,60	6,69	0,63
Alcalinidade	228	3854	994	1012
Nitrogênio amoniacal	36	278	116	74
Fósforo total	7,20	215,90	45	49
ST	516	33292	9550	10471
SV	224	18454	6172	6500
SST	145	27500	6896	7659
SSV	79	18000	5019	5613
Óleos e graxas	18	6982	1588	2109
Detergentes	0,20	225	48	64

\*exceção de pH que não possui unidade

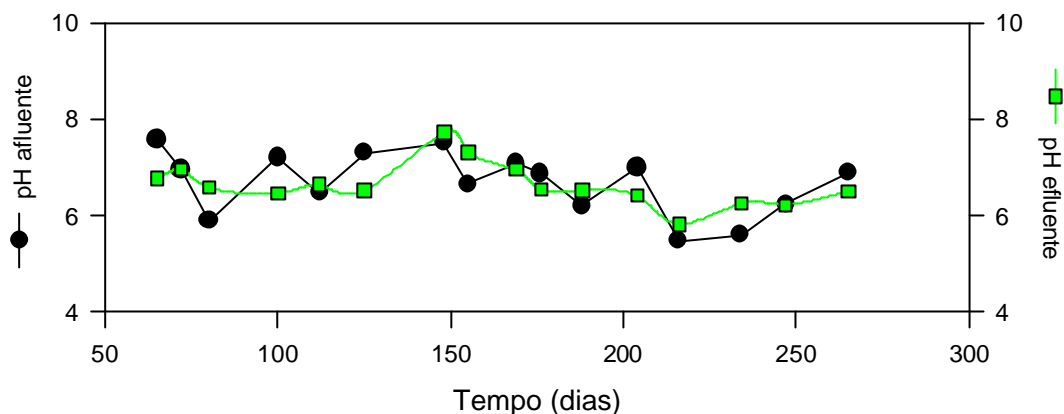
Pode-se observar a existência de heterogeneidade entre as amostras para as diversas variáveis analisadas. Receberam-se amostras de tanques sépticos diluídas equivalentes a esgotos sanitários (ex.: amostra 5 - ver anexo D) e outras concentradas (ex.: amostra 10 - ver anexo D). Esta variabilidade é compatível com o

observado na literatura (PHILIPPI, 1992; TACHINI, 2002; ROCHA e SANT'ANNA, 2005), uma vez que as condições operacionais de cada um dos tanques sépticos que tiveram amostras coletadas eram bem diferentes. De acordo com Rocha e Sant'Anna (2005), que estudaram as características de resíduos despejados por caminhões limpa-fossas na ETE do Município de Joinville/SC, a grande heterogeneidade dos lodos pode dificultar uma operação eficiente de um sistema que trate este tipo de resíduo.

Com base nos valores médios de sólidos totais e voláteis das amostras de lodos de tanques sépticos, constatou-se uma relação sólidos voláteis/sólidos totais de 0,65, indicando a possibilidade de prosseguir com um tratamento biológico dos lodos avaliados. Este fato poderá ser melhor observado através dos ensaios de bioestabilidade dos lodos de tanques sépticos que se encontram no item 5.2.2.

Sobre os resultados operacionais do digestor, as Figuras 5.9 a 5.12 apresentam as evoluções das variáveis analisadas em função do tempo, identificam as eficiências obtidas e indicam aspectos operacionais obtidos com o digestor anaeróbio para o tratamento de lodos de tanques sépticos.

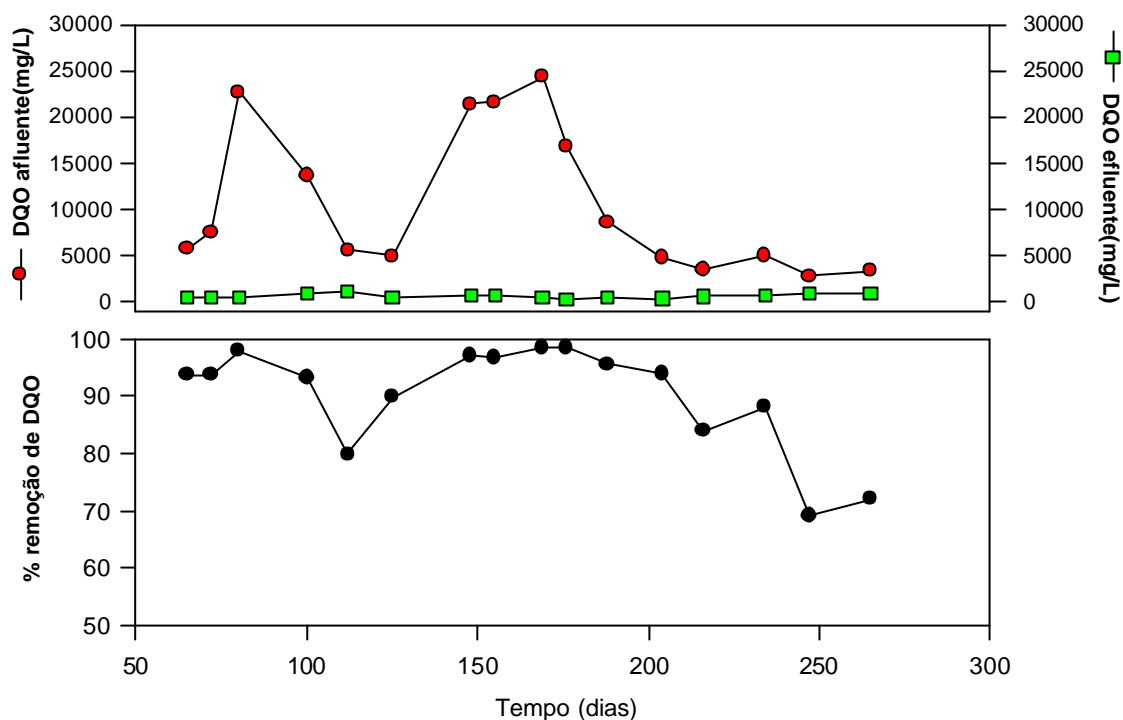
A evolução do pH afluente e efluente no digestor é representada pela Figura 5.9. O pH afluente apresentou média de 6,70 ao longo do tempo. Observou-se que durante quase todo o período de digestão o pH afluente esteve em uma faixa considerada adequada para o tratamento anaeróbio (entre 6,6 e 7,4) e o efluente seguiu um comportamento proporcional à curva afluente, indicando que o pH do efluente foi influenciado pelo afluente.



**Figura 5.9- Variação do pH ao longo do tempo.**

Nos últimos dois meses de operação verificou-se que o pH efluente esteve abaixo do limite desejável e próximo de seis, seguindo o comportamento do pH afluente que esteve abaixo de seis nos dias 216 e 234 de acompanhamento. Mesmo assim, este fato não proporcionou redução significativa na eficiência do digestor de lodo de tanque séptico, conforme poderá ser observado na avaliação da DQO.

A Figura 5.10 apresenta o comportamento da DQO no digestor anaeróbio durante o período monitorado e a eficiência de remoção obtida. Fica evidente a heterogeneidade dos lodos de tanque séptico afluente ao reator, que para tempos de retenção hidráulica fixos recebeu cargas orgânicas volumétricas variadas. Observou-se que, apesar das variações da DQO afluente, o efluente apresentou concentrações baixas e praticamente na mesma faixa de valores. Durante o tempo de retenção hidráulica de 45 dias (até 167 dias de operação) as cargas orgânicas volumétricas aplicadas variaram entre 0,11 a 0,51 kgDQO/m<sup>3</sup>·dia (equivalentes a 0,041 e 0,36 kgSV/m<sup>3</sup>·dia, respectivamente). Para o tempo de retenção hidráulica de 40 dias, aplicado entre os dias 168 e 233, as cargas volumétricas variaram de 0,09 a 0,61 kgDQO/ m<sup>3</sup>·dia (equivalentes a 0,04 e 0,36 kgSV/m<sup>3</sup>·dia, respectivamente).



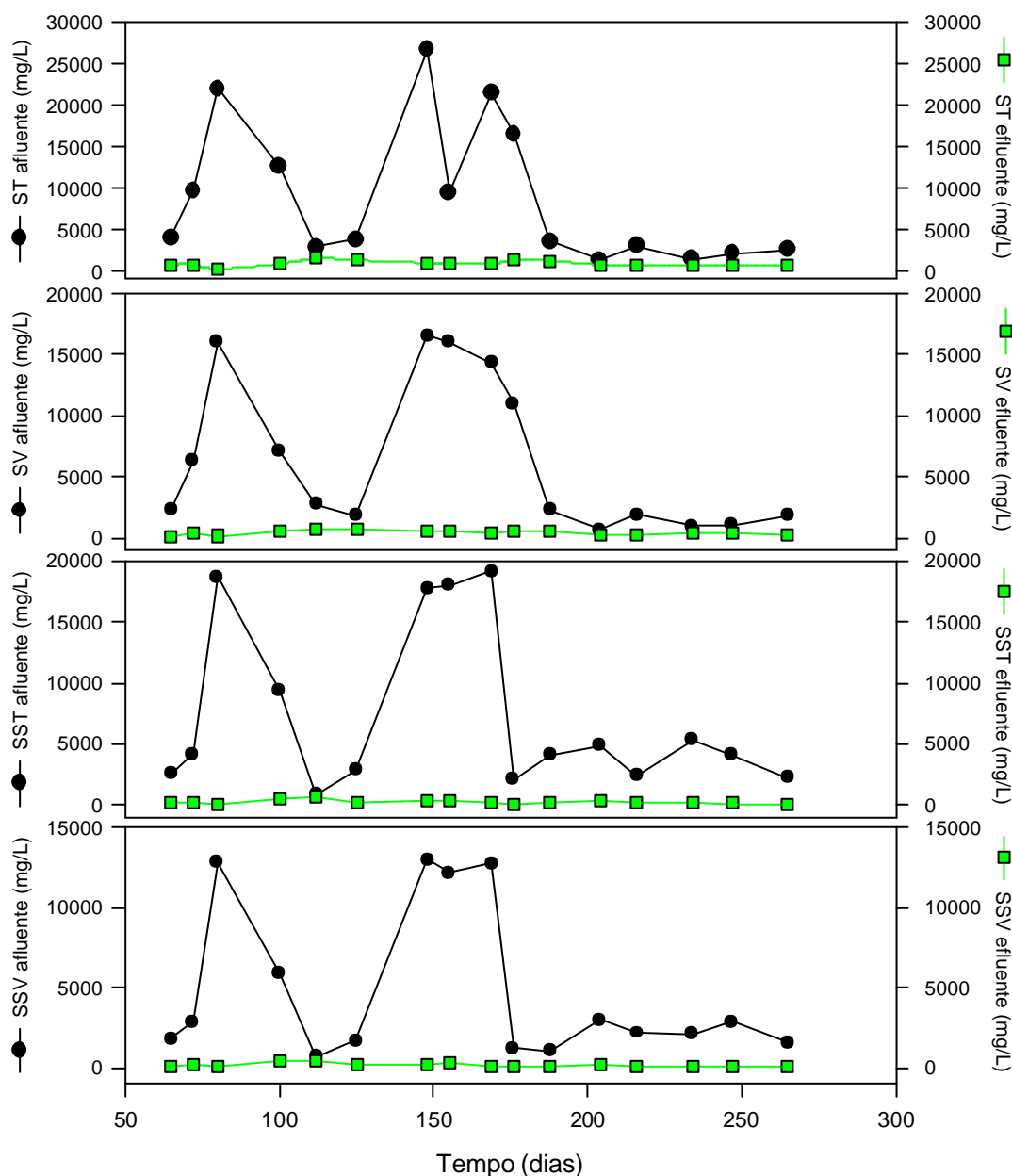
**Figura 5.10- Evolução da DQO e eficiência de remoção.**

Após 233 dias de experimento, passou-se a trabalhar com um tempo de retenção hidráulica de 35 dias. Neste período, os valores de DQO afluente foram invariavelmente baixos, com valores de concentração de DQO entre 2700 e 3000 mg/l, acarretando cargas orgânicas volumétricas igualmente baixas e que estiveram entre 0,079 e 0,14 kgDQO/m<sup>3</sup>.dia (equivalentes a 0,03 e 0,05 kgSV/m<sup>3</sup>.dia, respectivamente). Apesar dos baixos valores das cargas orgânicas volumétricas aplicadas para um TRH ainda elevado (35 dias), constatou-se uma redução na eficiência de remoção de DQO no final do experimento.

Para o TRH de 45 dias foi obtida eficiência média de 93 % de remoção de DQO. Para TRH de 40 dias obteve-se eficiência de 94% e com TRH de 35 dias fora obtido 76% de eficiência. Entende-se que a redução do tempo de retenção hidráulica para 35 dias não seria suficiente para a redução de eficiência, podendo tal resultado estar relacionado com as menores concentrações de DQO afluente verificadas após

200 dias de operação e principalmente com a diminuição nos valores de pH afluente para valores em torno de seis, conforme fora observado na Figura 5.9.

A Figura 5.11 ilustra o desempenho do digestor em relação aos sólidos afluente e efluentes.



**Figura 5.11- Evolução dos sólidos.**

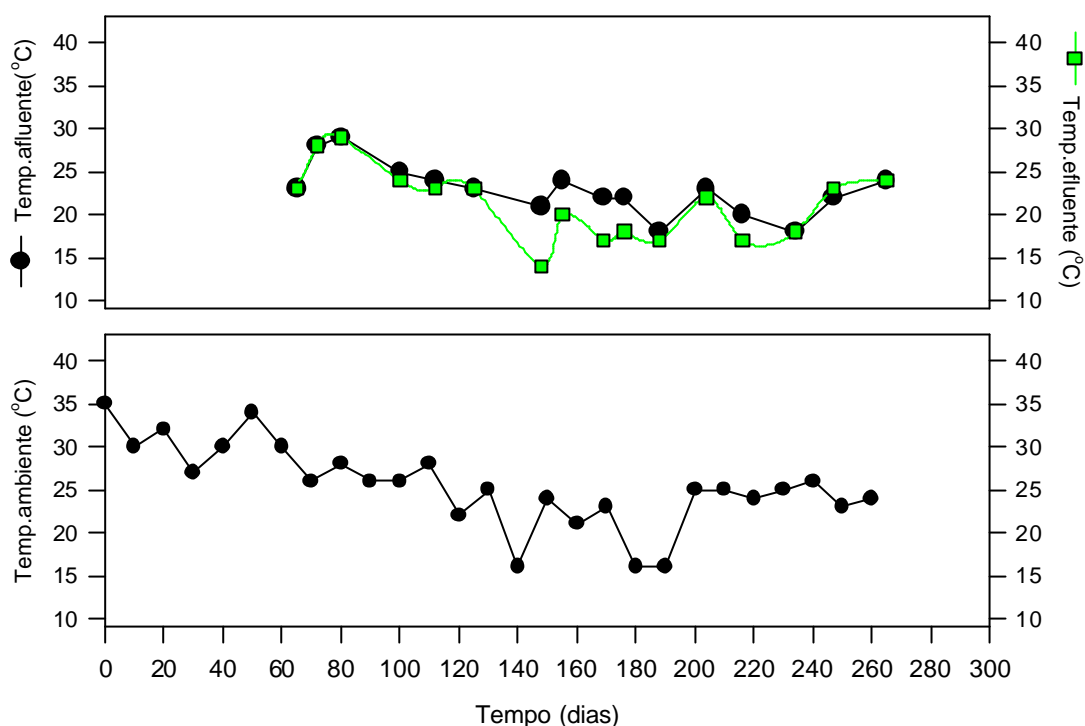
Pode-se observar que o digestor possuiu bom comportamento em relação a sua atividade física de separação de fases. A sedimentação de sólidos em suspensão foi eficiente ao longo do tempo de operação.

Para a remoção de sólidos o digestor comportou-se bem, no entanto uma análise global de eficiência deve integrar este parâmetro com a DQO. Pode-se interpretar que ocorreu redução de eficiência de degradação biológica da fração orgânica dos afluentes, sem distinguir-se a fração da DQO solúvel e sólida. Lembra-se que esta queda de eficiência da DQO ocorreu talvez devido ao pH afluente próximo a 6, conforme mencionado anteriormente.

Neste período da operação ficou valorizado o mecanismo de sedimentação de sólidos suspensos, sendo significativo e produzindo efluente com concentração constante. Não foi detectada a influência de outros fatores que pudessem afetar a qualidade do efluente, situação que foi constatada na avaliação da DQO. Pode-se concluir que a atividade física ficou mais homogênea ao longo do tempo operacional em relação à atividade biológica.

A Figura 5.12 mostra o comportamento das temperaturas ambiente, do lodo com o qual foi alimentado o reator e do efluente deste. Observa-se uma variação nas temperaturas do lodo afluente e efluente de 15°C a 28°C, no decorrer de todo o tempo em que se deu o experimento.

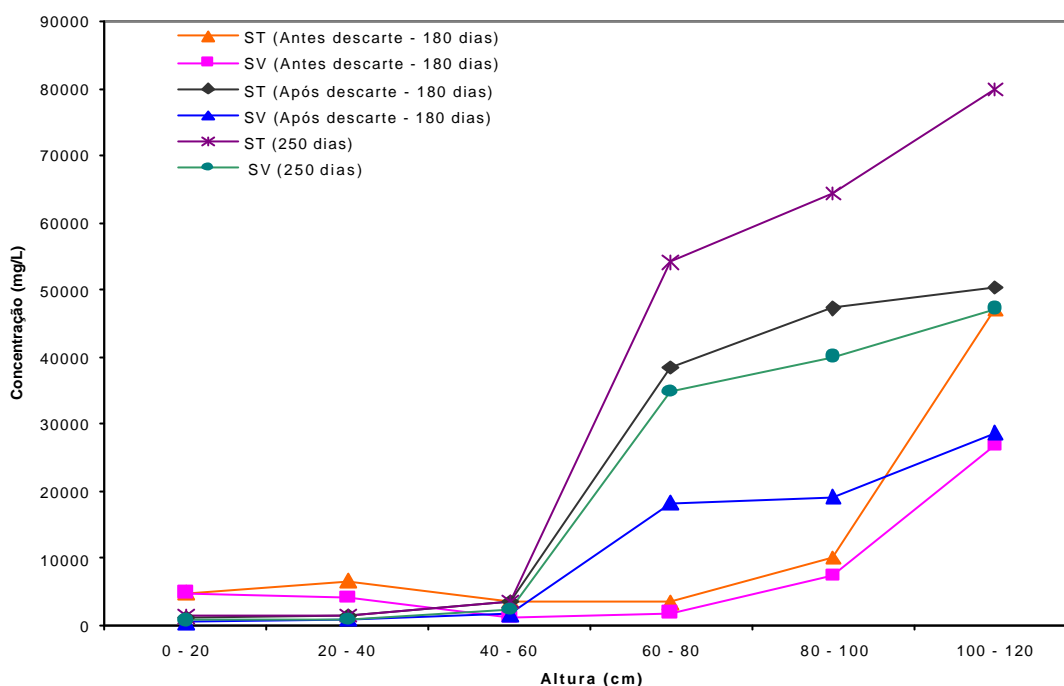
Verifica-se também que o digestor apresentou temperaturas inferiores a 20°C, ou próximas dela, durante um período significativo. Porém, comportou-se sem problemas de eficiência. Comenta-se isto porque a temperatura ótima de operação do processo anaeróbio é de 35 °C.



**Figura 5.12- Variação das temperaturas ao longo do tempo.**

Com relação à temperatura ambiente, observa-se que a mesma comandou a temperatura no reator. Nas épocas de baixa temperatura ambiente pode-se constatar que não ocorreram influências no digestor, porque se trabalhava com elevado tempo de retenção hidráulica.

Quanto ao perfil de distribuição de sólidos e o balanço de massa no interior do reator, foram retiradas amostras para análise de sólidos ao longo de sua altura. O resultado obtido de dois perfis realizados (antes e depois da retirada de 50 litros de lodo do fundo do reator) pode ser visualizado na Figura 5.13. Estes perfis referem-se a 180 dias de operação. Um terceiro perfil, realizado em 250 dias, foi utilizado para mostrar o comportamento do reator através do balanço de massa feito no mesmo.



**Figura 5.13- Perfil de sólidos no digestor**

Analisando a figura, observou-se que a finalidade da retirada dos 50 litros de lodo foi atingida, pois foi possível verificar um aumento na concentração de sólidos no fundo do reator, indicando assim, uma melhor sedimentação desses. Entre estes dois dias (180 e 250) a massa total de sólidos voláteis afluentes foi de 24,13 kg, enquanto a massa efluente foi de 1,82 kg. Então, através do perfil de sólidos, determinou-se um acúmulo de 11,0 kg de sólidos voláteis totais, resultando em uma remoção de 11,31 kg, o que representa, aproximadamente, 47% de eficiência de conversão de SV em biogás. Como a massa acumulada no digestor foi de 11,0 kg, pode-se dizer que o processo de sedimentação resultou em uma eficiência de 46%. O balanço mostra uma excelente eficiência de remoção de sólidos pelo digestor para o período em estudo (180 e 250 dias), obtendo-se 93 % de eliminação de SV. Para ST foi obtida remoção total de 88% da massa total de sólidos aplicado no digestor.

De modo geral, percebe-se que o reator de lodo de tanque séptico mostrou-se capaz de remover a DQO e os sólidos, com eficiências médias de remoção de 90%,



77%, 82%, 91% e 91% para DQO, ST, SV, SST e SSV, respectivamente (conforme pode ser observado na Tabela 5.9). Também foi possível avaliar que o pH pode afetar a eficiência de redução de DQO do digestor.

**Tabela 5.9- Parâmetros estatísticos do digestor para lodos de tanques sépticos .**

<b>Parâmetros</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>
DQO afluente (mg/l)	2745	24330	10744	7953
DQO efluente (mg/l)	247	1112	583	253
Remoção de DQO (%)	69,10	98,50	90,16	9,27
pH afluente	5,48	7,60	6,70	0,6500
pH efluente	5,83	7,75	6,65	0,4487
ST afluente (mg/l)	1346	26698	8952	8440
ST efluente (mg/l)	274	1476	904	305
Remoção de ST (%)	46,30	98,80	76,71	18,24
SV afluente (mg/l)	710	16552	6439	6171
SV efluente (mg/l)	142	748	437	169
Remoção de SV (%)	53,20	98,90	82,50	16,03
SST afluente (mg/l)	895	19110	7420	6806
SST efluente (mg/l)	98	703	266	167
Remoção de SST (%)	21,50	99,40	90,64	18,62
SSV afluente (mg/l)	725	13012	4862	4808
SSV efluente (mg/l)	62	473	183	126
Remoção de SSV (%)	34,80	99,30	90,92	15,38
Temperatura ambiente (°C)	16	35	25,44	4,82

Em relação ao tipo de mecanismo verificado no reator, o balanço de massa mostrou que a atividade biológica e a decantação estiveram presentes de forma equivalente. Resultado semelhante foi obtido por Benatti *et al.* (2002), que estudaram o desempenho de um digestor anaeróbico tratando lodo secundário de esgoto em regime batelada com um tempo de operação de 60 dias, sem agitação ou controle de temperatura do sistema. Os autores obtiveram eficiências de remoção de DQO no efluente que variaram entre 82% e 95% e eficiências de remoção de sólidos suspensos voláteis entre 98% e 81%, atribuindo este desempenho também tanto à digestão da matéria orgânica quanto à sedimentação dos sólidos suspensos.

Verifica-se que a bioestabilização de lodos de tanques sépticos em digestor anaeróbio pode ser considerado um processo viável de tratamento. No entanto, o estudo mostrou que os efluentes líquidos do digestor necessitariam passar ainda por um pós-tratamento.

### 5.2.2- Ensaio de bioestabilidade de lodos de tanques sépticos

Os resultados obtidos nos ensaios de bioestabilidade com as 8 amostras coletadas estão apresentados, na Tabela 5.10 e nas Figura 5.14 e 5.15. A tabela e os gráficos referem-se a valores médios.

**Tabela 5.10- Dados sobre o ensaio de bioestabilidade dos lodos.**

Número da Amostra	SV <sub>i</sub> (g/l) <sup>a</sup>	V <sub>CH<sub>4</sub></sub> (ml) <sup>b</sup>	T <sub>est</sub> (hrs) <sup>c</sup>	F <sub>CH<sub>4</sub></sub> (lCH <sub>4</sub> /gSV <sub>alim.</sub> ) <sup>d</sup>	V <sub>iCH<sub>4</sub></sub> (mlCH <sub>4</sub> /h) <sup>e</sup>
1	0,49	470	340	3,2	1,6
2	5,2	145	485	0,093	0,49
3	0,22	310	1000	4,696	0,19
4	14,78	615	840	0,139	1,54
5	2,96	1200	1600	0,13	0,30
6	2,32	450	725	0,647	0,75
7	6,29	180	600	0,095	0,23
8	16,05	250	550	0,052	0,53

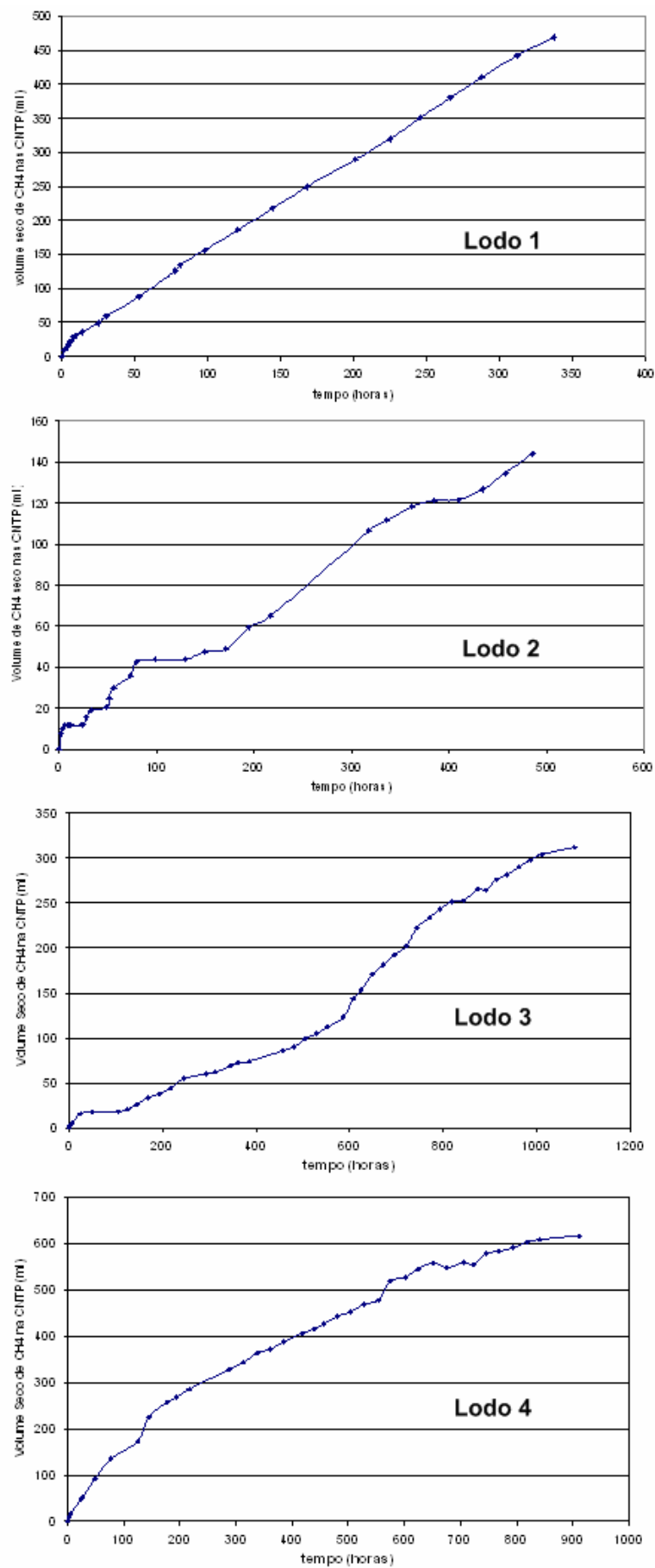
a- Concentração inicial de sólidos voláteis da amostra.

b- Volume total de CH<sub>4</sub>.

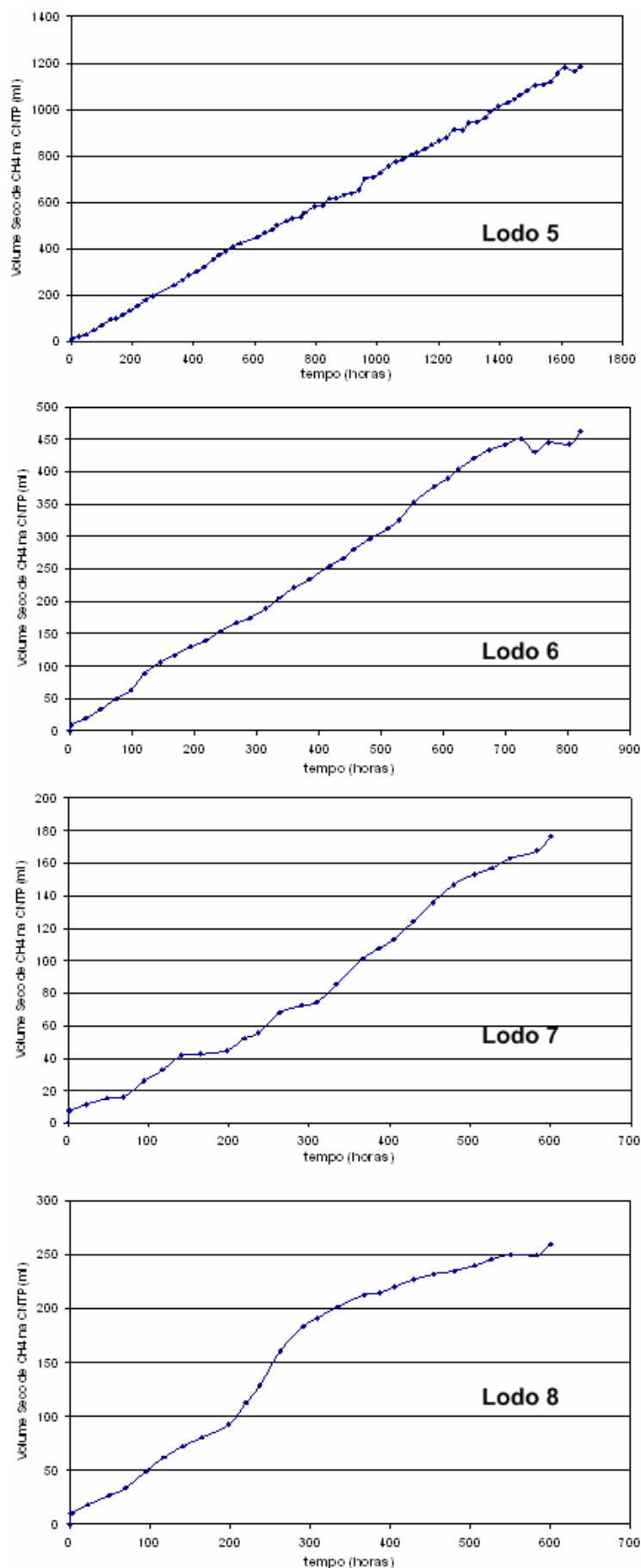
c- Tempo de estabilização.

d- Fator de produção de CH<sub>4</sub>.

e- Velocidade inicial de produção de CH<sub>4</sub>.



**Figura 5.14-Curvas médias de bioestabilidade das amostras de lodo 1, 2, 3 e 4.**



**Figura 5.15-Curvas médias de bioestabilidade das amostras de lodo 5, 6, 7 e 8.**

Como pode ser observado nos resultados apresentados, existe uma grande variabilidade de respostas obtidas dos ensaios de bioestabilidade. Isto se deve, principalmente, à diversidade dos lodos analisados que abrangem uma faixa de sólidos voláteis iniciais entre 0,22 e 16,05 g/l. As características desse lodo variam conforme o local de coleta: um tanque séptico de um restaurante, por exemplo, terá elevadas quantidades de gordura e detergentes, enquanto em um tanque séptico residencial essas substâncias apresentam-se em quantidades mais reduzidas.

Por outro lado, numa residência típica de veraneio, o lodo terá características de maior potencial de biodegradação em relação a uma residência convencional, já que geralmente, no primeiro caso, é feita uma limpeza do tanque séptico antes da temporada de verão ou após a mesma, sendo que o tempo de residência do lodo é bem menor do que no segundo caso, em que o tanque séptico fica alguns anos sem passar por uma limpeza, havendo um maior tempo para a estabilização da matéria orgânica existente. Em Florianópolis, há diversos locais onde predomina residências de veraneio, sendo elevada a probabilidade de se ter um lodo procedente deste tipo de residência, principalmente para datas de coleta entre dezembro e março. Isto justifica um maior volume de biogás produzido nas amostras com data de coleta no intervalo citado, atingindo um máximo de 615 ml, e o pequeno volume produzido pela amostra coletada em Blumenau (lodo 2), de apenas 145 ml de metano (residência convencional).

Além da remoção de matéria orgânica e do potencial de produção de biogás, a velocidade com que a estabilização desta se procede é um fator muito importante. Esta velocidade vai depender não só da quantidade de matéria orgânica a ser biodegradada, mas também da sua composição. Materiais mais facilmente biodegradáveis são convertidos com maior rapidez. O tempo de estabilização, em

conjunto com a velocidade inicial de produção de metano, dão uma idéia da quantidade de matéria facilmente biodegradável disponível no sistema. Portanto, observa-se que as amostras 1 e 4 foram aquelas que apresentaram valores que permitem afirmar que as mesmas possuíam composto de mais fácil biodegradabilidade.

O ensaio de bioestabilidade mostrou ser um teste importante para a caracterização de lodos de fossa séptica. Apesar de algumas dificuldades, que podem levar a resultados bastante diferentes entre si em alguns casos; o teste fornece uma idéia do potencial de bioestabilização de uma amostra, bem como de sua capacidade de produção de biogás, fornecendo subsídios importantes para a operação de plantas de tratamento destes resíduos.

A caracterização dos lodos de tanques sépticos é um trabalho difícil, devido a variabilidade de materiais encontrados nos mesmos, dependendo de sua origem. A operação do tanque séptico também é outro fator importante, pois, quanto mais tempo se passa até que seja feita a limpeza de um tanque séptico mais estabilizado estará o lodo nele contido, com menores potenciais de biodegradação e produção de gás. Estes potenciais estão também relacionados ao tipo de substâncias presentes no lodo, sendo prejudicados pela presença excessiva de detergentes, óleos, graxas, entre outras substâncias inibidoras.

As avaliações das amostras dos lodos de tanques sépticos evidenciaram que existem reais potencialidades de tratamento anaeróbio destes efluentes.

### 5.3- Ensaio de digestão anaeróbia envolvendo resíduos sólidos orgânicos e dejetos suínos

#### 5.3.1- Caracterização dos resíduos

Os resíduos sólidos orgânicos coletados na CEASA apresentaram as seguintes características mostradas na Tabela 5.11.

**Tabela 5.11- Composição físico-química dos resíduos sólidos orgânicos coletados na CEASA.**

Parâmetros	Valores
pH	3,94
Sólidos totais	12%
Sólidos voláteis	8,58% (71%Ms*)
Umidade	88%
Nitrogênio amoniacal	0,31%
Fósforo	0,035%

\*Ms – Matéria seca = massa total - umidade.

Conforme pode ser observado, estes resíduos apresentaram um elevador teor de sólidos voláteis a serem biodegradados. Contudo, o seu pH era ácido e, portanto, prejudicial ao tratamento anaeróbio. Pelo fato dos RSO coletados serem constituídos por frutas, verduras e legumes, este resultado já era esperado. Cabe ressaltar ainda que os restos de material orgânico existentes na CEASA da região da Grande Florianópolis tinham como principal constituinte o bagaço de laranja, o que contribuiu para esta acidez elevada. A Tabela 5.12 apresenta as características dos dejetos suínos coletados.

**Tabela 5.12- Composição físico-química dos dejetos suínos coletados em Braço do Norte.**

Parâmetros	Unidade	Valores
pH	-	6,90
Sólidos totais	g/L	7,51
Sólidos voláteis	g/L	4,63
Nitrogênio amoniacal	mgNH <sub>3</sub> -N/l	896
Fósforo	mg/l	245,56
DQO	g/l	10,82

Este material também apresentou um bom teor de matéria orgânica, apesar de sua baixa concentração de sólidos totais, e seu pH encontrava-se na faixa ideal para o tratamento anaeróbio. Enquanto o material coletado na CEASA, após ser triturado e misturado, apresentou uma consistência pastosa, os dejetos suínos coletados estavam bastante diluídos. Isto se deve provavelmente ao desperdício de água causado pelo mau funcionamento dos bebedouros para os animais e a falta de sistemas de limpeza adequados, que, segundo Henn (2005), influencia diretamente na composição e nas características físico-químicas do efluente.

### 5.3.2- Ensaios de atividade metanogênica específica

Inicialmente fez-se uma caracterização dos lodos a serem selecionados como inóculo. Estes resultados encontram-se na Tabela 5.13.

**Tabela 5.13- Caracterização dos inóculos.**

Parâmetros	Unidade	Lodo suínos	Lodo suínos + bovinos	Lodo granular UASB
pH	-	7,44	7,17	6,91
Sólidos totais	g/l	69,47	118,45	88
Sólidos voláteis	g/l	38,17	84,70	72
SV/ST	-	0,55	0,72	0,82

Como pode ser observado, o lodo granular apresentou uma relação SV/ST de 0,82, sendo superior ao dos outros dois inóculos estudados. O resultado de SV/ST obtido para o lodo granular torna-se interessante por ser um indicativo de um inóculo de elevada biomassa.

Os resultados dos ensaios de AME encontram-se na Tabela 5.14. O inóculo que apresentou o melhor resultado de AME foi o lodo granular obtido de um reator UASB.



**Tabela 5.14- Resultados do teste de AME para os inóculos.**

<b>Atividade Metanogênica</b>	<b>Lodo suínos</b>	<b>Lodo suínos + bovinos</b>	<b>Lodo granular reator UASB</b>
ICH <sub>4</sub> /gSV·dia	0,0170	0,0100	0,0332
gDQO-CH <sub>4</sub> /gSV·dia	0,0490	0,0288	0,0948
Observação: 1 gDQO degradada – 0,35 ICH <sub>4</sub> nas CNTP			

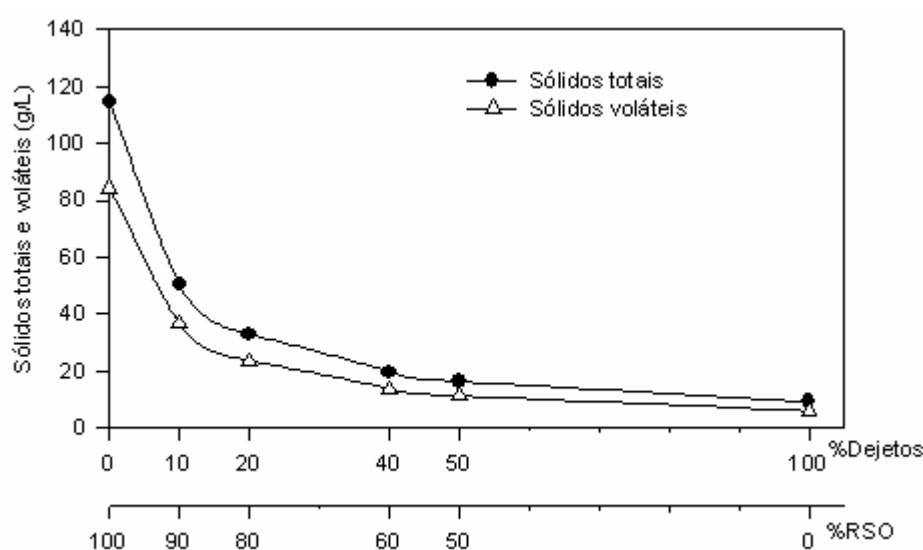
Verifica-se que o lodo granular apresentou uma AME de 0,0322 ICH<sub>4</sub>/gSV·dia (ou 0,0948 gDQO-CH<sub>4</sub>/gSV·dia), valor este cerca de 93,5% maior do que o obtido pelo lodo de dejetos suínos que fora de 0,0170 ICH<sub>4</sub>/gSV·dia (ou 0,0490 gDQO-CH<sub>4</sub>/gSV·dia) e cerca de 229% maior do que o resultado obtido para o lodo da esterqueira de dejetos suínos mais bovinos que era de 0,0100 ICH<sub>4</sub>/gSV·dia (ou 0,0288 gDQO-CH<sub>4</sub>/gSV·dia). A caracterização em termos de sólidos e os resultados dos testes de AME levaram a considerar o lodo granular como o inóculo a ser utilizado nos ensaios subseqüentes.

No entanto, apesar dos testes de AME mostrarem-se importantes no sentido de classificar o potencial da biomassa na conversão de substratos solúveis em metano e gás carbônico, outros fatores devem ser considerados na digestão anaeróbia como, por exemplo, a biodegradabilidade da matéria orgânica a ser tratada (quantidade da fração facilmente degradável) e a capacidade de adaptação dos microrganismos ao substrato.

### **5.3.3- Ensaios de biodegradabilidade: Dejetos suínos/RSO**

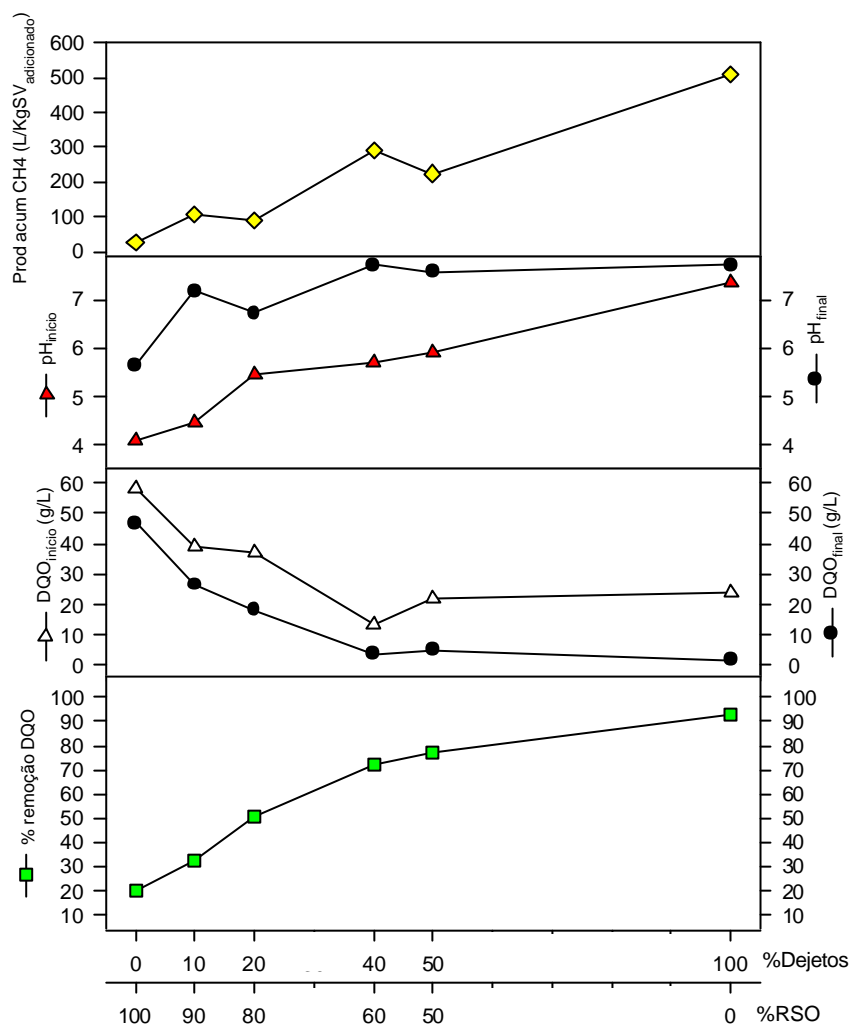
Os substratos preparados para os ensaios de biodegradabilidade envolvendo dejetos suínos/RSO, não passaram por qualquer tipo de diluição que mantivesse uma concentração de sólidos igual para todas as proporções estudadas. Desta forma, ocorreu uma diminuição gradual das concentrações à medida que se

aumentava o teor de dejetos suínos nos substratos e assim avaliou-se não somente as diferentes proporções dejetos suínos/RSO, mas também as diferentes concentrações existentes, que ia de um meio mais concentrado (um meio líquido com elevada concentração de sólidos, formada apenas pelo RSO) até um meio mais diluído (constituído somente pelos dejetos suínos). A Figura 5.16 apresenta esta característica.



**Figura 5.16- Concentração de sólidos totais e voláteis para as diferentes proporções de dejetos/RSO em sólidos voláteis.**

Na Figura 5.17 observa-se os resultados obtidos na fase gasosa e no sobrenadante dos ensaios de co-digestão dejetos suínos/RSO e no anexo F encontram-se estes parâmetros de controle para cada ensaio em função do tempo.



**Figura 5.17- Comportamento dos parâmetros de controle para as diferentes proporções de dejetos/RSO.**

Nota-se por estes parâmetros que os piores resultados encontravam-se no ensaio controle contendo somente RSO e os melhores estavam no ensaio controle contendo apenas dejetos suínos enquanto, que os ensaios contendo 40% e 50% dejetos suínos situavam-se em um nível intermediário.

Os baixos resultados obtidos para o ensaio constituído apenas por RSO podem estar relacionados com a presença de compostos poliméricos de difícil degradação, tais como, a hemicelulose e a lignina. Além disso, a elevada concentração de sólidos dificultava a homogeneização do meio, o que impedia um melhor contato do inóculo com o substrato a ser degradado e também uma melhor

incorporação da solução de NaOH 5%, usada para a correção do pH, ao meio de reação. Pfeffer (1987) apud Stroot *et al.*(2001) e James *et al.*(1980) apud Stroot *et al.*(2001) tiveram problemas operacionais em tratar anaerobiamente resíduos com elevado teor de sólidos. Entre as principais dificuldades relatadas por estes autores, também estava a dificuldade de obter uma homogeneização uniforme dos resíduos, o que tornava o tratamento economicamente inviável.

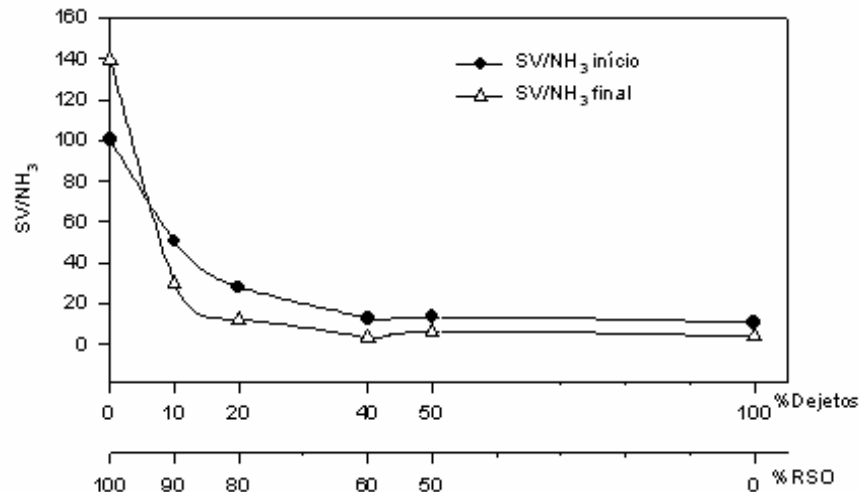
Com exceção da amostra controle de 100% dejetos, todos os ensaios necessitaram de uma correção no pH, uma vez que encontravam-se abaixo do ideal para o tratamento anaeróbio. Observou-se que quanto menor a proporção de dejetos suínos no meio, menor era o valor do pH (Figura 5.17). Os ensaios contendo 40% e 50% de dejetos suínos tiveram pHs corrigidos apenas durante a primeira coleta de amostra para a análise de DQO, o que se deu no 8º dia de operação. Nos testes com 10% e 20% de dejetos suínos, houve a necessidade de corrigir o pH até a segunda coleta de amostra para análise, fato este ocorrido no 23º dia de experimento. Quanto aos ensaios contendo 100% RSO, a correção de pH foi necessária durante todo o experimento e, mesmo assim, o pH final no sobrenadante fora de apenas 5,66. Nos ensaios onde se adicionaram os dejetos suínos, houve uma tendência de aumento gradual do pH, o que pode estar relacionado com uma elevada alcalinidade do meio.

Craveiro (1982) obteve resultado semelhante trabalhando com a co-digestão de resíduos sólidos e lodo de esgoto sanitário em termos de porcentagem de ST. O autor constatou que enquanto a digestão anaeróbia somente do lodo apresentava um pH de 7,3, a utilização de 20% em ST de lodo na mistura com resíduos sólidos ocasionava uma queda no valor do pH para 6,7. O autor atribuiu isto a maior relação C/N dos resíduos sólidos, quando comparado com o lodo, e que está diretamente

relacionado com a formação de nitrogênio amoniacal, uma substância importante na manutenção do pH e alcalinidade em níveis elevados. O nitrogênio amoniacal pode combinar com o ácido carbônico em solução e formar bicarbonato de amônia - sal que tem propriedade tampão. Vários autores já relacionaram a melhoria da capacidade de tamponamento entre os efeitos obtidos com a co-digestão (MATA-ALVAREZ *et al.* 2000; SOSNOWSKI *et al.*, 2002; MSHANDETE *et al.*, 2004; LEITE *et al.*, 2005).

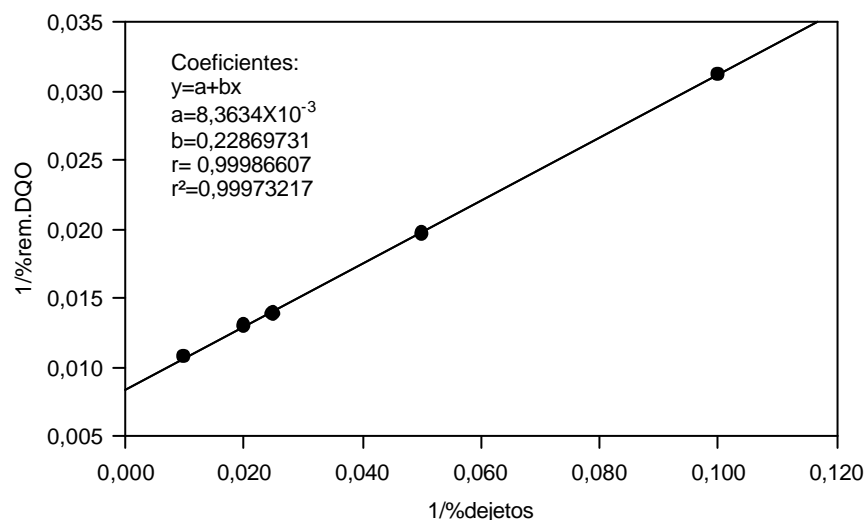
Nos ensaios de biodegradabilidade dejetos suínos/RSO, não foram possíveis estabelecer relações diretas de C/N das proporções estudadas, pois não foram possíveis as realizações de análises de carbono orgânico total e nitrogênio total. No entanto, devido ao fato da concentração de sólidos voláteis representar o teor de matéria orgânica e, deste modo, também a quantidade de carbono presente no meio e o nitrogênio amoniacal ser uma das fontes de nitrogênio utilizadas pelos microrganismos, estabeleceu-se uma relação  $SV/NH_3$ , observando-se valores elevados para 100% RSO e uma tendência de amonificação do meio ou de redução dos valores de  $SV/NH_3$  para os demais ensaios quando comparou-se os teores de amônia e a relação  $SV/NH_3$  no início e no final dos experimentos (ver Tabelas do anexo E e Figura 5.18), sugerindo um aumento do teor de nitrogênio no substrato frente aos teores de carbono e uma possível alcalinidade do meio devido à formação de bicarbonato de amônia.

Cabe ressaltar que em todos os ensaios a concentração de nitrogênio amoniacal não chegou a atingir níveis considerados tóxicos para o processo de digestão anaeróbia e que seria acima de 3000 mg/l.



**Figura 5.18- Relação SV/NH<sub>3</sub> para as diferentes proporções de dejetos/RSO.**

Retornando para a Figura 5.17, constatou-se ainda uma forte correlação entre a porcentagem de remoção de DQO e a adição de dejetos suínos, obtendo-se um gráfico de uma hipérbole retangular, que é possível, a partir do valor de 10% de dejetos suínos, ser linearizada através da aplicação dos inversos da porcentagem de remoção de DQO em função dos inversos das porcentagens de dejetos suínos adicionados (gráfico dos recíprocos). Dessa forma, obteve-se uma relação linear cujos coeficientes de correlação e de determinação encontraram-se próximos de 1,0, conforme verifica-se na Figura 5.19.



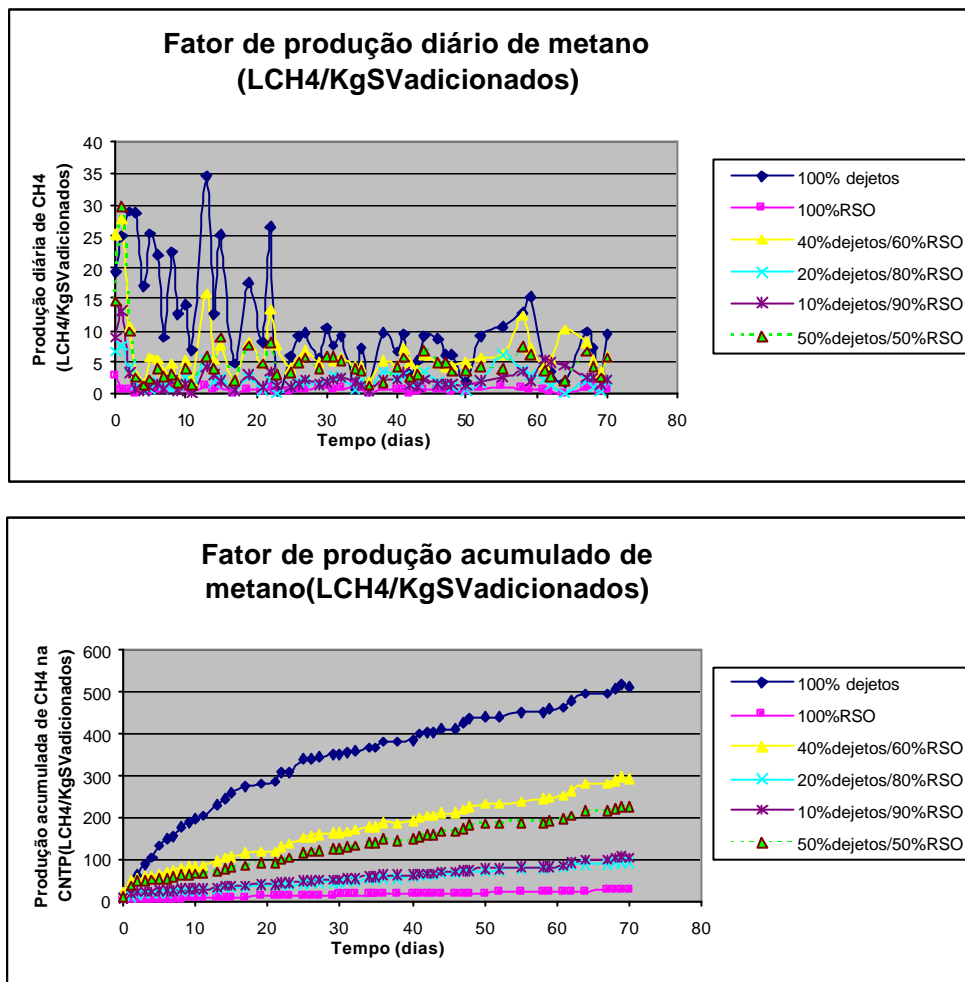
**Figura 5.19- Inverso da porcentagem de remoção de DQO em função do inverso da porcentagem de dejetos suínos no meio de reação.**

Por este gráfico, confirma-se a presença de uma forte correlação entre estas variáveis e, conseqüentemente, uma acentuada influência dos dejetos suínos sobre o processo de digestão anaeróbia. Se for entendido que o processo de co-digestão seria aquele em que ocorreria a combinação de vários resíduos com características complementares visando melhorar a biodegradabilidade de ambos, a Figura 5.19 sugere que, no presente estudo, houve uma preferência dos microrganismos em degradar os dejetos suínos e que os RSO não parecem ter sofrido uma melhora em sua degradação. Portanto, para os ensaios aplicados não se constatou um processo evidente de co-digestão.

O predomínio dos dejetos suínos no processo de biodegradação também pode ser percebido através do fator de produção acumulada de gás metano e das velocidades específicas de biodegradabilidade.

Nota-se pelas Figuras 5.17 e 5.20 que a adição de dejetos suínos causou uma melhoria no fator de produção de metano. Os valores do fator de produção acumulado de metano para 10% e 20% de dejetos suínos estiveram na mesma ordem de grandeza com uma ligeira superioridade para o ensaio com 10% de dejetos suínos, que alcançou um fator de produção acumulado de  $105 \text{ ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}}$ , enquanto que para 20% de dejetos suínos o valor ficou em torno de  $91,52 \text{ ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}}$ . Estes dois resultados foram cerca de 4 vezes superior ao valor obtido para o ensaio em que utilizou-se apenas RSO, que fora de aproximadamente  $25,42 \text{ ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}}$ . Para os ensaios usando 40% e 50% de dejetos suínos, os resultados foram ainda maiores e de 293 e  $225 \text{ ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}}$ , respectivamente, o que representa cerca de 11 e 9 vezes o valor obtido tratando apenas RSO. O ensaio controle contendo somente dejetos foi o que apresentou o maior fator de produção de metano com um valor de

510  $\text{ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}}$ , semelhante ao obtido por Craveiro (1986) ao trabalhar com lodo de esgoto e que foi de 540  $\text{ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}}$ .



**Figura 5.20- Produção diária e acumulada de gás metano por kg de sólidos voláteis adicionados para as diferentes proporções de dejetos/RSO.**

Pelo gráfico da produção diária de metano da Figura 5.20, verificou-se que o ensaio contendo somente dejetos suínos apresentou um pico de produção no dia 13 de acompanhamento com um valor em torno de 35  $\text{ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}}$ ; um decréscimo significativo nesta produção foi notado a partir do dia 23, com uma produção média diária ao redor de 7  $\text{ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}}$ . Já nos ensaios de 40% e 50% de dejetos há logo no dia 1 de experimentação um pico de metano em torno de 28,50  $\text{ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}}$  e que também a partir do 23º dia do experimento estes



valores começaram a decair e apresentar uma produção média diária em torno de 5,60 e 4,30  $\text{ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}}$ , respectivamente para 40% e 50% de dejetos suínos.

Por apresentar uma maior quantidade de dejetos suínos no meio e por ter tido uma remoção de DQO ligeiramente superior, esperava-se que o ensaio de 50% obtivesse resultados mais significativos de produção de metano do que os ensaios de 40%. Uma explicação para tal fato não ter ocorrido pode estar na seguinte hipótese: devido à grande heterogeneidade dos RSO, é possível que durante a distribuição do substrato nos frascos, os ensaios de 50% tenham recebido uma quantidade mais significativa de material orgânico de difícil degradação ou com características que prejudicassem a produção de metano.

De modo geral, quanto menor a quantidade de dejetos, menor era o fator de produção diário de metano. Nos ensaios com apenas 10% e 20% de dejetos os fatores de produção diário de metano mantiveram-se sem grandes alterações e com uma média em torno de 2,3 e 2,0  $\text{ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}}$ , respectivamente. No ensaio com 100% de RSO, o fator de produção médio diário era extremamente baixo e em torno de 0,56  $\text{ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}}$ .

Observando-se novamente o gráfico da produção acumulada de metano, percebeu-se que o ensaio somente com dejetos alcançou 50% de sua produção total em aproximadamente 15 dias. Nos ensaios de 40% e 50% de dejetos, alcançou-se a metade da produção total de metano ao redor do 25º dia do experimento. Nos ensaios contendo somente RSO, 10% e 20% de dejetos, isto só ocorreu ao redor do 30º dia de experimento. Estes resultados demonstram a elevada velocidade específica de biodegradabilidade do substrato à medida que se adicionavam mais dejetos suínos na mistura, sendo notado dois momentos distintos de velocidades específicas de biodegradabilidade. O primeiro em um período entre o

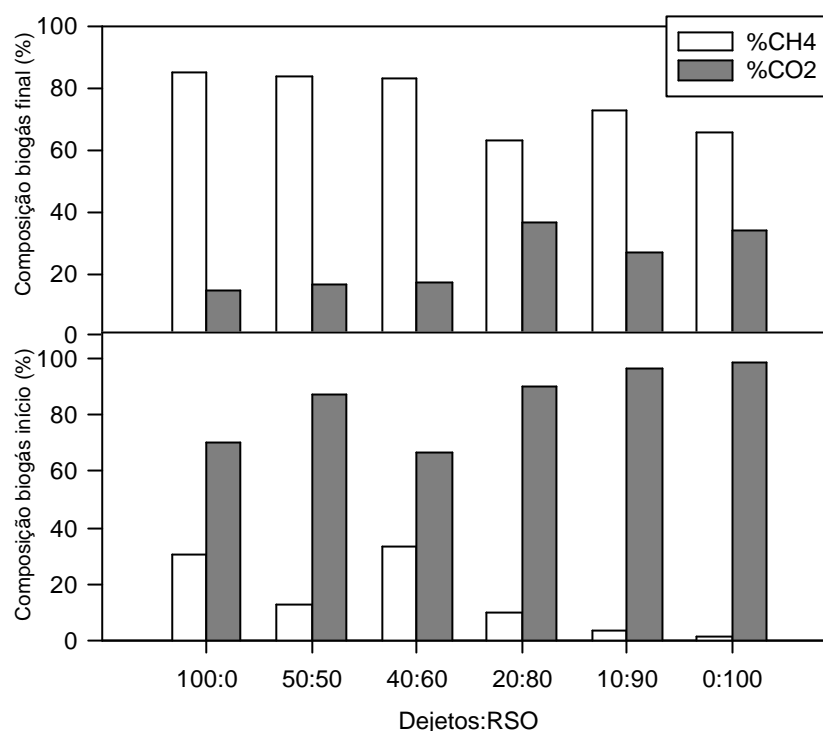
2º e o 17º dia de experimento e o segundo momento em um período entre 25º e o 50º dia de experimento, conforme pode ser observado na Tabela 5.15.

**Tabela 5.15- Resultados das velocidades específicas de biodegradabilidade.**

<b><u>Proporções</u></b>	<b>Período aproximado : 2º ao 17º dia</b>		<b>Período aproximado: 25º ao 50º dia</b>	
	<b>Velocidade específica (ICH<sub>4</sub>/gSV·dia)</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>Velocidade específica (ICH<sub>4</sub>/gSV·dia)</b>	<b>R<sup>2</sup></b>
<b>100% dejetos</b>	11,81	0,993	4,30	0,981
<b>50% dejetos 50% RSO</b>	2,48	0,993	2,62	0,991
<b>40% dejetos 60% RSO</b>	3,69	0,996	2,58	0,993
<b>20% dejetos 80% RSO</b>	1,08	0,990	1,36	0,992
<b>10% dejetos 90% RSO</b>	1,02	0,987	1,11	0,983
<b>100% RSO</b>	0,48	0,992	0,54	0,993

Verificou-se que excetuando-se o ensaio contendo somente dejetos suínos, os demais ensaios não sofreram uma mudança significativa nas velocidades específicas de biodegradabilidade entre os períodos discriminados. Quanto ao aumento destas velocidades ao se aumentar o teor de dejetos suínos no substrato, isto não necessariamente representaria uma melhoria na degradação do RSO, podendo estar relacionado simplesmente com a preferência dos microrganismos em degradar os dejetos suínos.

Além da velocidade específica de biodegradação e dos fatores de produção de metano, o percentual de metano no biogás também mostrou uma tendência de queda ao se aumentar os teores de RSO, conforme se observa na Figura 5.21.



**Figura 5.21- Composição percentual de metano e dióxido de carbono nas diferentes proporções dejetos/RSO no início e final dos ensaios.**

O percentual de metano nos ensaios contendo 100%, 50% e 40% de dejetos suínos estiveram na mesma ordem de grandeza e variando entre 83 e 85% de gás metano no final do experimento. O decréscimo de dejetos suínos resultou numa queda do percentual de metano para valores de 63,25%, 72,86% e 66%, respectivamente para 20%, 10% e 0% de dejetos suínos.

Verificou-se também que os percentuais de metano obtidos nos ensaios de 100, 50 e 40% de dejetos suínos estavam acima do que é costumeiramente relatado pela literatura e que são valores ao redor de 50 a 75% (NOGUEIRA, 1992; PIRES, 2000 apud PAULA Jr., 2003; METCALF & EDDY, 2003). Provavelmente isto ocorreu devido à combinação do  $\text{CO}_2$  com o nitrogênio amoniacal e com o NaOH 5%, usado para a correção do pH, formando os bicarbonatos de amônia e de sódio, diminuindo, assim, a sua liberação para a fase gasosa. Misi e Forster (2001), em seus estudos de co-digestão envolvendo dejetos de gado e diversos outros tipos de resíduos

sólidos orgânicos também obtiveram elevados teores de metano no biogás, que variaram entre uma faixa de 85 a 95% de metano. Os autores atribuíram tais fatos à elevada alcalinidade do sistema carbônico existente nos meios de reação de seus ensaios. Kennedy e Lentz (2000), tratando chorume em reatores UASB, obtiveram uma composição de metano no biogás de 82 a 88% para ensaios em batelada e valores acima de 84% para ensaios em sistema contínuo; sendo relacionado estes resultados aos níveis de pH dos reatores, que eram em torno de 8,0.

De modo geral, observou-se que o RSO foi um substrato de difícil degradação e de controle de seu pH, havendo o predomínio das fases de hidrólise e ácida da digestão anaeróbia. A adição de lodo granular pouco contribuiu para o processo de digestão do ensaio contendo somente RSO e, por apresentar uma elevada concentração de sólidos, o substrato não era bem homogeneizado, dificultando um melhor contato deste com o inóculo e com a solução de NaOH usada para corrigir o pH.

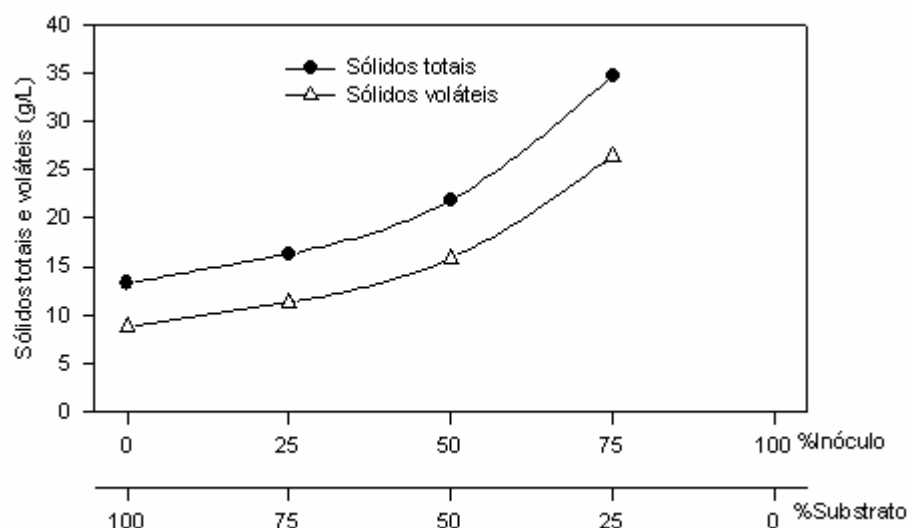
Quanto aos dejetos suínos, estes podem até não ter contribuído na melhoria da biodegradabilidade anaeróbia dos RSO, mas ao adicioná-los no meio de reação, propiciou um tamponamento do sistema, tornando o processo de tratamento mais estável e sem a necessidade de adição regular de álcalis. Além disso, a adição de dejetos ao RSO contribuiu para a produção de um biogás com maior teor de metano e favoreceu uma melhor homogeneização do meio, permitindo um melhor contato do inóculo com o substrato a ser degradado.

#### **5.3.4- Ensaios de biodegradabilidade: inóculo/substrato**

Os ensaios de biodegradabilidade inóculo/substrato foram preparados da mesma forma que os ensaios de biodegradabilidade dejetos suínos/RSO, ou seja,

os substratos preparados também não passaram por qualquer tipo de diluição que mantivesse uma concentração de sólidos igual para todas as proporções estudadas. Assim sendo, ocorreu um aumento gradual das concentrações à medida que se aumentava o teor de lodo granular nos substratos e assim avaliou-se não somente as diferentes proporções inóculo/substrato, mas também as diferentes concentrações existentes, que ia de um meio mais concentrado (contendo 75% de inóculo lodo granular) até um meio mais diluído (constituído somente pelo substrato).

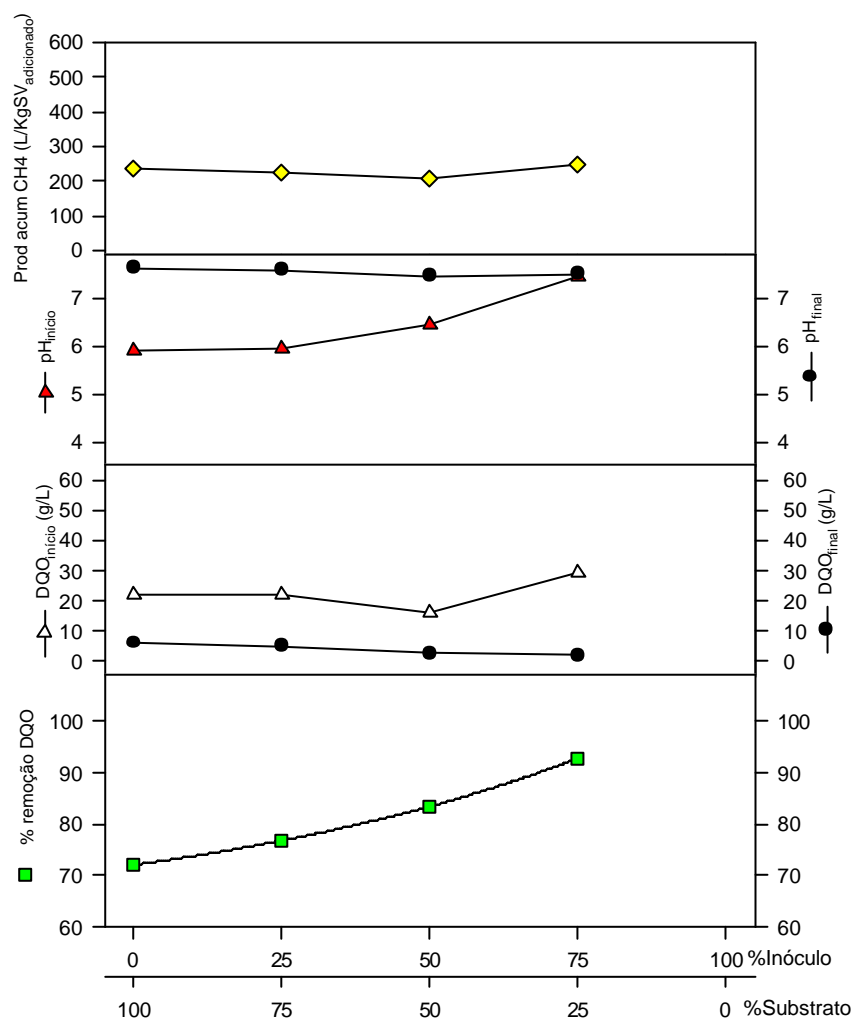
Para todos os ensaios, o substrato preparado era composto por uma mistura em SV de 50% de RSO e 50% de dejetos suínos. Por ser uma mistura de 50/50, o substrato não chegou a atingir uma elevada concentração de sólidos, sendo possível homogeneizar de forma adequada todos os frascos. A Figura 5.22 apresenta esta característica.



**Figura 5.22- Concentração de sólidos totais e voláteis para as diferentes proporções de inóculo/substrato em sólidos voláteis.**

Na Figura 5.23 encontra-se os principais parâmetros analisados na fase gasosa e no sobrenadante dos ensaios de co-digestão inóculo/substrato e no anexo F encontram-se estes parâmetros de controle para cada ensaio em função do tempo.

Constataram-se por esta figura, percentuais mais elevados de remoção de DQO à medida que se aumentava a quantidade de inóculo no meio, indicando que a adição do inóculo favoreceu a biodegradação do substrato composto por 50% RSO e 50% dejetos suínos (em termos de SV). Porém, o inóculo pouco contribuiu para o aumento da produção de metano cujo fator de produção acumulada esteve na mesma ordem de grandeza para as proporções estudadas.



**Figura 5.23- Comportamento dos parâmetros de controle para as diferentes proporções de inóculo/substrato.**

Analisando o decaimento da DQO em função do tempo para cada ensaio (ver gráficos do anexo F), foi possível construir equações de cinética de primeira ordem do tipo:

$$S = S_o \cdot e^{-kt} \quad (5)$$

Onde:

S = concentração de DQO no substrato no tempo t (g/l).

$S_o$  = concentração inicial de DQO no substrato (g/l).

k = constante de biodegradabilidade ( $\text{dia}^{-1}$ ).

t = tempo de operação em dias.

As constantes de biodegradabilidade indicam a velocidade com que se deu a biodegradação do substrato e, assim sendo, valores elevados significam menor tempo para a bioestabilização da matéria orgânica. A Tabela 5.16 apresenta estas equações exponenciais.

**Tabela 5.16- Equações cinéticas de primeira ordem para as diferentes proporções de inóculo/substrato.**

Inóculo/substrato	Equações	R	R <sup>2</sup>
<b>0/100</b>	$26,04 \cdot e^{-0,019 \cdot t}$	-0,992	0,984
<b>25/75</b>	$27,00 \cdot e^{-0,024 \cdot t}$	-0,996	0,992
<b>50/50</b>	$22,19 \cdot e^{-0,033 \cdot t}$	-0,977	0,955
<b>75/25</b>	$44,87 \cdot e^{-0,042 \cdot t}$	-0,979	0,958

Percebe-se, por estas equações, que a menor constante de biodegradabilidade foi para o ensaio sem inóculo e a maior constante de biodegradabilidade foi para o ensaio contendo 75% de inóculo, demonstrando que a velocidade de remoção de DQO é diretamente proporcional à quantidade de inóculo adicionado.

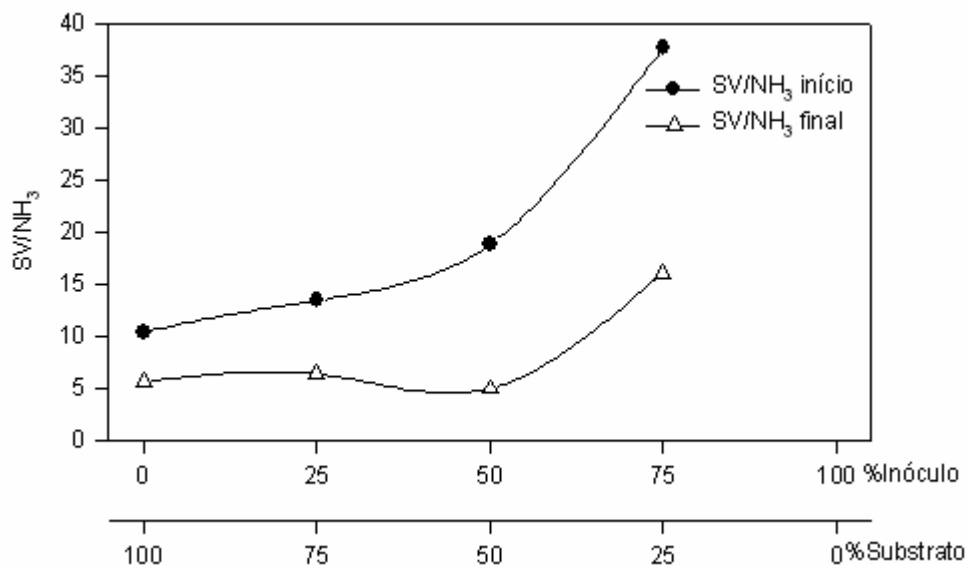
Nos trabalhos de Lopes *et al.* (2001 e 2004) foram alcançados os mesmos tipos de resultados utilizando o rúmen bovino como inóculo. Estes autores também

constatarem uma relação diretamente proporcional entre a produção de biogás e a porcentagem de inóculo usado no preparo do substrato; incluindo uma melhoria no percentual de gás metano no biogás em função da quantidade de inóculo adicionado.

Com relação ao pH, os ensaios sem adição de inóculo e contendo 25% de lodo granular, apresentaram valores iniciais de pH abaixo do ideal para o tratamento anaeróbio, com valores de 5,91 e 5,93, respectivamente. À medida que se aumentava o teor de inóculo no meio, os valores iniciais de pH também iam aumentando, obtendo-se valores de 6,44 e 7,43, respectivamente para 50% e 75% de inóculo. Cabe ressaltar que os ensaios que apresentaram o pH abaixo de 6,5 tiveram o mesmo corrigido apenas durante a primeira coleta de amostra para a análise de DQO, o que se deu no 8º dia de operação. Após esta única correção, o pH destes ensaios foi aumentando gradualmente até terminar o experimento com valores em torno de 7,5 (Figura 5.23 e anexo F).

Da mesma forma que o ocorrido nos ensaios de biodegradabilidade dejetos suínos/RSO, nos ensaios de inóculo/substrato também aconteceu uma tendência de amonificação do meio ou de redução dos valores de  $SV/NH_3$  quando comparou-se os teores de amônia e a relação  $SV/NH_3$  no início e no final dos experimentos (ver Tabelas do anexo E e Figura 5.24); sugerindo uma tendência de aumento da alcalinidade do meio de reação devido a formação de bicarbonato de amônia.



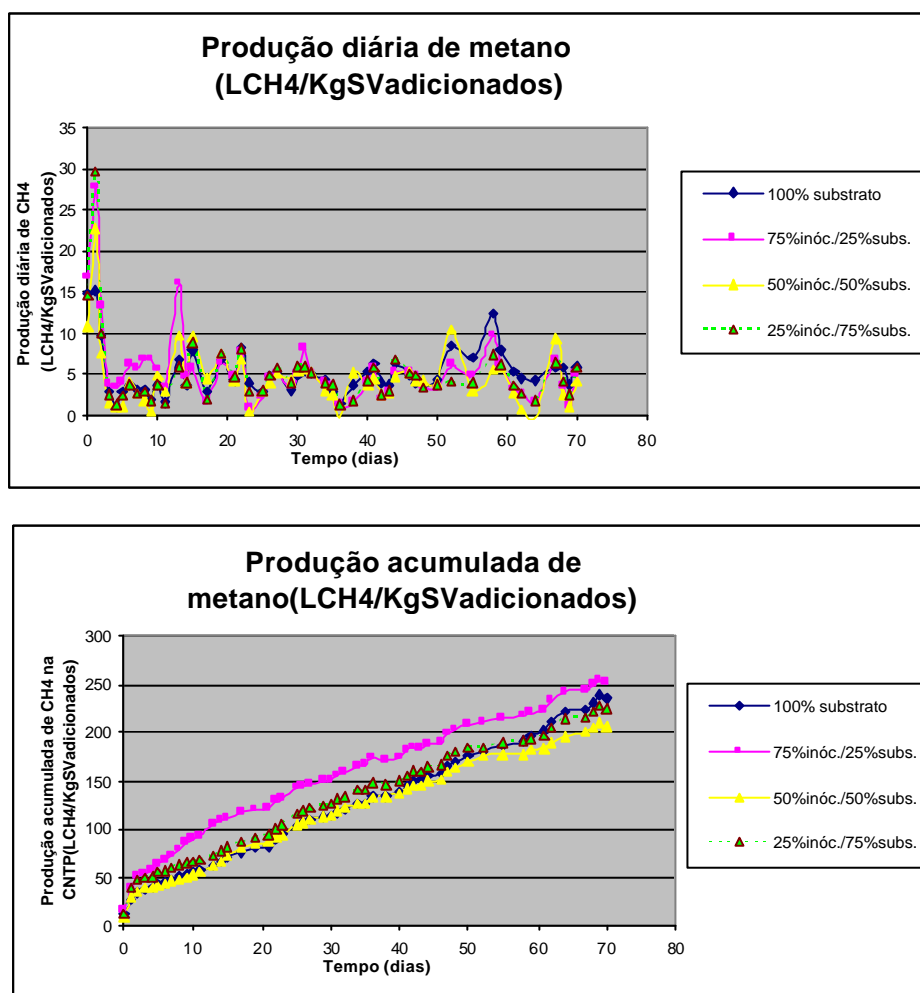


**Figura 5.24- Relação SV/NH<sub>3</sub> para as diferentes proporções de inóculo/substrato.**

Além da possível elevação da alcalinidade relacionada com a concentração de amônia, deve-se levar em consideração a influência do acréscimo de inóculo sobre os valores iniciais de pH, visto que para os ensaios contendo 50% e 75% de inóculo o valor inicial do pH estava em níveis considerados adequados.

Neves *et al.* (2004) estudaram diferentes relações de resíduos orgânicos de cozinha e lodo granular como inóculo e observaram que em um meio de reação sem controle de pH e com uma relação alcalinidade/DQO de 2 mgNaHCO<sub>3</sub>/gDQO o valor do pH decrescia à medida que a proporção resíduo/inóculo aumentava para valores além de 0,5 gSV<sub>resíduo</sub>/gSV<sub>inóculo</sub>. Segundo os autores, o uso de concentrações elevadas de lodo granular permitiria uma bem sucedida digestão anaeróbia sem a necessidade de maiores ajustes do pH, pois este tipo de inóculo seria capaz de processar um grande fluxo de metabólitos, tais como hidrogênio, acetato e outros ácidos orgânicos e, dessa maneira, preveniria a acidificação do meio.

A Figura 5.25 apresenta a produção diária e acumulada de metano por kg de sólidos voláteis adicionados para as diferentes proporções inóculo/substrato estudadas.



**Figura 5.25- Produção diária e acumulada de gás metano por kg de sólidos voláteis adicionados para as diferentes proporções de inóculo/substrato.**

De modo geral, não houve diferenças significativas nos fatores de produção de gás metano para as proporções estudadas. Analisando-se o fator de produção diário de gás metano, notou-se uma ligeira superioridade para o ensaio contendo 75% de inóculo que além do pico de produção obtido no dia 1 de experimento, da mesma forma que os demais ensaios, obteve mais outro pico significativo de produção no dia 13 de acompanhamento e que foi de aproximadamente

16  $\text{ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}}$ . Após o dia 13 notou-se certa estabilidade na produção diária de metano que manteve-se em todos os ensaios com valores médios de fator de produção diário em torno de 4,5  $\text{ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}}$ .

Quanto ao fator de produção acumulado de metano das diversas proporções em estudo, apesar de não existirem diferenças significativas entre os ensaios, observou-se que o fator de produção acumulada de metano para o ensaio contendo 75% de inóculo alcançou metade de sua produção total em aproximadamente 22 dias e o fator de produção acumulado no final do ensaio ficou em torno de 250  $\text{ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}}$ . Nos ensaios de 25% e 50% de inóculo, alcançou-se a metade da produção total de metano ao redor do 25º dia de experimento e os fatores de produção acumulados ao final dos ensaios foram de 225 e 205  $\text{ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}}$ , respectivamente. Nos ensaios contendo somente o substrato, isto só ocorreu ao redor do 32º dia de experimento e o fator de produção acumulado de metano ficou em torno de 235  $\text{ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}}$ . Estes resultados foram coerentes com as constantes de biodegradabilidade obtidas na construção das equações cinéticas de primeira ordem anteriormente apresentadas (Equação 5 e Tabela 5.16), onde a maior constante foi para o ensaio de 75% de inóculo e a menor foi para o ensaio sem inóculo.

A Tabela 5.17 apresenta as velocidades específicas de biodegradabilidade para cada proporção inóculo/substrato estudada, sendo observados em todos os ensaios dois momentos distintos de velocidades específicas de biodegradabilidade, do mesmo modo que nos ensaios de biodegradabilidade dejetos suínos/RSO. O primeiro momento foi em um período entre o 2º e o 10º dia de experimento e o segundo em um período entre 25º e o 35º dia de experimento.

**Tabela 5.17- Resultados das velocidades específicas de biodegradabilidade.**

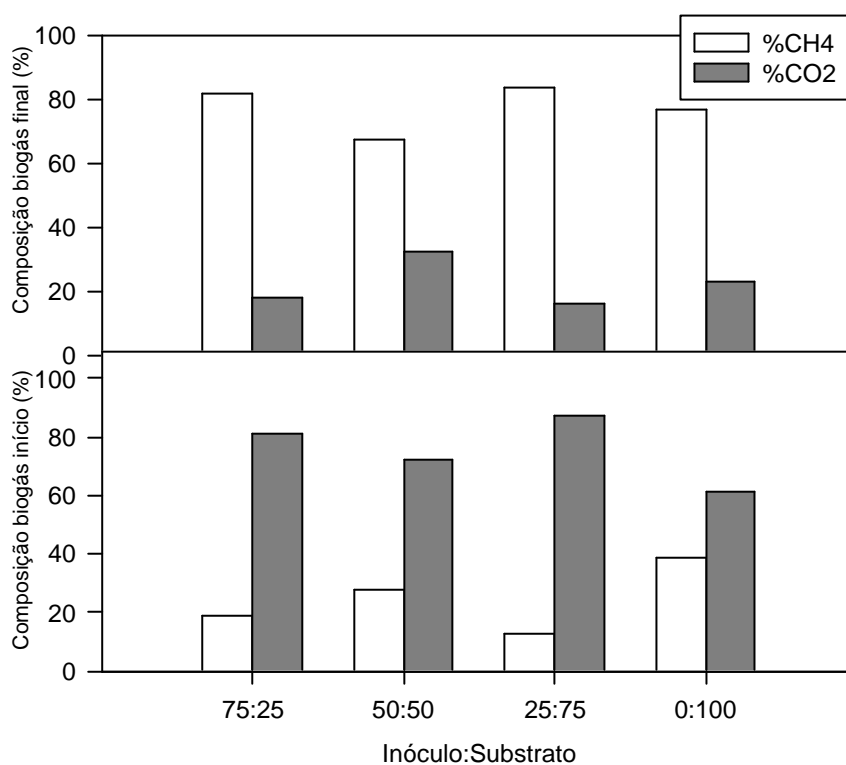
<b><u>Proporções</u></b>	<b>Período aproximado : 2º ao 10º dia</b>		<b>Período aproximado: 25º ao 35º dia</b>	
	<b>Velocidade específica (ICH<sub>4</sub>/gSV dia)</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>Velocidade específica (ICH<sub>4</sub>/gSV dia)</b>	<b>R<sup>2</sup></b>
<b>75% inóculo 25% substrato</b>	5,01	0,991	2,40	0,967
<b>50% inóculo 50% substrato</b>	2,08	0,993	2,50	0,993
<b>25% inóculo 75% substrato</b>	2,48	0,993	2,62	0,991
<b>100% substrato</b>	2,60	0,994	2,39	0,982

Esta tabela mostra que a maior velocidade de biodegradabilidade obtida foi para o ensaio contendo 75% de inóculo, que foi de 5,01 ICH<sub>4</sub>/gSV·dia no período entre o 2º e o 10º dia de experimento. Porém, analisando a tabela como um todo, não se notou grandes diferenças nas velocidades específicas de biodegradabilidade em função do acréscimo de inóculo; com resultados que ficaram entre 2 e 2,65 ICH<sub>4</sub>/gSV·dia, apesar dos percentuais mais elevados de remoção de DQO e também das constantes de biodegradabilidade à medida que aumentava-se a quantidade de inóculo no meio; sugerindo que a adição de inóculo, mesmo que favoreça a biodegradação do substrato, não irá resultar necessariamente em uma maior produção de biogás com velocidades específicas de biodegradabilidade igualmente altas.

Sobre a composição do biogás (Figura 5.26), os melhores percentuais de gás metano obtidos no final do experimento foram dos ensaios contendo 25% e 75% de inóculo, que apresentaram um teor de metano de 83,65% e 80,95%, respectivamente. Os ensaios contendo 50% de inóculo e apenas o substrato tiveram um percentual de metano de 67,62% e 77,14%, respectivamente. É importante

salientar que para o ensaio contendo 50% de inóculo, o percentual de metano no 49º dia de experimento era de aproximadamente 83,81%, sugerindo que no final do experimento ocorreria uma acentuada redução da atividade das bactérias metanogênicas para a proporção 50/50.

Ainda que os ensaios com adição de inóculo tenham apresentado um percentual de gás metano superior ao ensaio sem inóculo, esta diferença não chega a ser tão significativa.



**Figura 5.26- Composição percentual de metano e dióxido de carbono nas diferentes proporções inóculo/substrato no início e final dos ensaios.**

Apesar dos resultados dos ensaios de inóculo não terem demonstrado melhoras significativas sobre a quantidade e qualidade do biogás, ao contrário do observado por Lopes *et al.* (2001 e 2004), tal fato não chega a surpreender. Stroot *et al.* (2001), ao trabalharem com a digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos municipais com lodo primário e lodo ativado, sob condições mesofílicas, não

verificaram diferenças significativas em termos de porcentagem de metano e de fator de produção de biogás ao comparar os diversos tipos de inóculos usados no experimento com o ensaio controle sem adição de inóculo. No entanto, os autores notaram que para uma rápida partida, o uso de inóculo é mais eficiente do que um tratamento sem a sua adição.

Neves *et al.* (2004) ao estudar as diferentes relações de resíduos orgânicos de cozinha e lodo granular como inóculo, também não constataram diferenças significativas na produção de biogás e velocidade máxima de produção de metano para os diferentes níveis de inóculo adotados, quando o sistema apresentava uma elevada alcalinidade. Para os autores, o uso de lodo granular como inóculo teria a vantagem de prevenir a acidificação do meio e, nos casos de sistemas de baixa alcalinidade, a relação resíduo/inóculo seria mais importante do que a atividade do inóculo.

Desta forma, no presente estudo, o uso de lodo granular como inóculo para degradar um substrato composto por 50% de dejetos suínos e 50% de RSO, em termos de SV, pouco contribuiu para o aumento da produção de metano cujo fator de produção acumulada esteve na mesma ordem de grandeza para as proporções estudadas. No entanto, foram observados percentuais mais elevados de remoção de DQO à medida que se aumentava a quantidade de inóculo no meio, ou seja, a adição de inóculo favoreceu a biodegradação do substrato, mas não necessariamente resultou em uma maior produção de biogás ou que o mesmo fosse mais rico em gás metano. Este último fato pode ser melhor observado analisando-se os resultados obtidos para o percentual de gás metano na composição do biogás, cujos ensaios com inóculo foram levemente superiores ao ensaio sem inóculo.

O ensaio contendo 75% de inóculo seria o que apresentou os melhores resultados, porém é preciso ser bastante criterioso quanto à quantidade de inóculo a ser adicionado ao substrato, pois quanto maior a quantidade de inóculo no meio, menor o volume de biodigestor que poderia ser ocupado pelo substrato a ser tratado.

## **6- CONCLUSÕES**



## 6- CONCLUSÕES

### Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos integrados com lodos de tanques sépticos

O digestor RSO/lodo demonstrou capacidade de reduzir o teor de material orgânico do substrato e o teor de sólidos e DQO do lixiviado gerado, mesmo com o predomínio da fase acidogênica nos dois experimentos, indicando a possibilidade de se trabalhar com este digestor integrado com um reator UASB. Porém, é importante definir o volume ideal de lixiviado a ser recirculado e realizar a correção de seu pH para valores entre 6,6 e 7,4, faixa considerada ideal para a atividade dos microrganismos metanogênicos.

As relações RSO/lodo trabalhadas em termos de volume e de sólidos totais não permitiram estimar a fração biodegradável existente no substrato e tampouco a biomassa que estaria sendo incorporada no meio de reação.

Avaliando-se as relações RSO/lodo em termos de sólidos voláteis, verificou-se que a quantidade de lodo adicionada foi muito pequena em ambos os experimentos. Dessa forma, novos estudos devem ser realizados para determinar a melhor relação RSO/lodo, porém expressos em termos de sólidos voláteis pelo fato de representarem melhor a fração orgânica do substrato e a biomassa do inóculo.

### Reator UASB no tratamento de lixiviado

O desempenho do reator UASB foi considerado excelente e o fato do lixiviado ser basicamente de origem vegetal e possuir elevada biodegradabilidade (relação DBO/DQO superior a 0,77) favoreceu o tratamento; ao contrário de um lixiviado de

aterro sanitário que pode conter um teor maior de componentes recalcitrantes e inibitórios ao processo de digestão anaeróbio.

É interessante para um reator UASB, seguir um processo de aumento gradual de cargas orgânicas volumétricas para uma melhor adaptação do inóculo ao substrato, permitindo assim que este reator seja capaz de degradar até mesmo os ácidos orgânicos voláteis considerados mais difíceis de serem biodegradados. No presente estudo, valores efluentes dos ácidos propiônico, butírico, isobutírico e valérico chegaram a não ser detectados na análise cromatográfica.

O reator UASB tratando o lixiviado gerado no digestor RSO/lodo apresentou resultados de remoções de DQO entre 85 e 95% ao ser operado em condições estáveis para a carga orgânica volumétrica de 8 gDQO/l.dia, sendo indicado, para o presente estudo, que se trabalhe com carga de 6 gDQO/l.dia por esta ter sido uma carga que manteve o reator estável por um longo período de operação.

O UASB demonstrou capacidade de ser bem operado em temperaturas ao redor de 20°C, sugerindo a possibilidade de seu uso a temperaturas ambientes durante os meses mais quentes e de mantê-lo por volta de 20°C, gastando o mínimo com aquecimento, durante os meses mais frios.

#### Digestão anaeróbia de lodos de tanques sépticos

O estudo de caracterização de lodos de tanques sépticos realizado no projeto evidenciou uma heterogeneidade na constituição destes efluentes. A quantidade de amostras avaliadas fornece uma base para apoiar trabalhos de gestão de lodos com estas características.

Sobre o tipo de mecanismo verificado no reator, o balanço de massa mostrou que a atividade biológica e a decantação estiveram presentes de forma equivalente.

O reator de lodo de tanque séptico mostrou-se capaz de remover a DQO e os sólidos totais, voláteis, suspensos totais e suspensos voláteis com eficiências médias de remoção de 90%, 77%, 82%, 91% e 91%, respectivamente.

Os efluentes líquidos do digestor necessitam ainda passar por um pós-tratamento.

As avaliações das amostras dos lodos de tanques sépticos, através do teste de bioestabilidade, evidenciaram que existem reais potencialidades de tratamento anaeróbio destes efluentes.

#### Ensaio de biodegradabilidade: dejetos suínos/RSO

Tratar somente RSO não seria ideal por ser este um substrato de difícil degradação e de controle de seu pH, havendo a necessidade de adição regular de álcalis para manter o mesmo em níveis adequados para o processo de tratamento anaeróbio. Além disso, a concentração elevada de sólidos dificultara a homogeneização do meio, impedindo um melhor contato do inóculo com o substrato e uma melhor incorporação da solução de NaOH usada para a correção de pH.

A forte correlação observada entre a porcentagem de remoção de DQO e a adição de dejetos suínos sugere ter ocorrido uma preferência dos microrganismos em degradar os dejetos, não sendo notada uma melhora na biodegradação dos RSO. Porém, isto não seria um fator para descartar a adição de dejetos suínos ao RSO, uma vez que os dejetos suínos parecem ter contribuído para o tamponamento

do meio, devido à possível formação de bicarbonato de amônia, mantendo-o estável e sem a necessidade de suplementação regular de álcalis, o que é algo economicamente interessante.

A adição de dejetos ao RSO também parece ter influenciado em uma maior produção de metano e um biogás com maior teor de metano. Ensaios contendo 40 e 50% de dejetos suínos em termos de SV forneceram uma produção acumulada de metano em torno de 293 e 225  $\text{ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adibcionados}}$ , respectivamente e uma composição de metano no biogás ao redor de 83% para ambos, enquanto que o ensaio contendo somente RSO apresentou uma produção acumulada de metano de 25,42  $\text{ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adibcionados}}$  e um percentual de metano no biogás de 66%.

#### Ensaios de biodegradabilidade: inóculo/substrato

O uso de lodo granular como inóculo para degradar um substrato composto por 50% de dejetos suínos e 50% de RSO, em termos de SV, pouco contribuiu para o aumento da produção de metano cujo fator de produção acumulada esteve na mesma ordem de grandeza para as proporções estudadas e em torno de 228  $\text{ICH}_4/\text{kgSV}_{\text{adicionados}}$ . No entanto, foram observados percentuais mais elevados de remoção de DQO à medida que aumentava-se a quantidade de inóculo no meio com um percentual de remoção de DQO de 72% para o ensaio sem inóculo e remoção de aproximadamente 93% para o ensaio contendo 75% de inóculo. Tais fatos sugerem que a adição de inóculo favorece a biodegradação do substrato, mas não necessariamente irá resultar em uma maior produção de biogás.

Quanto ao teor de gás metano no biogás, os ensaios contendo inóculo foram levemente superiores ao ensaio somente com o substrato, sendo obtidos teores de

metano de 77%, 81% e 84%, respectivamente para os ensaios sem inóculo e contendo 75% e 25% de inóculo. O ensaio contendo 50% de inóculo apresentou um resultado de 68% de gás metano no biogás ao final do experimento.

A adição de inóculo também favoreceu a manutenção da alcalinidade em níveis considerados adequados, não sendo necessário a realização de ajustes constantes do pH. Notou-se uma tendência de amonificação do meio que aumentava à medida que se aumentava o teor de inóculo, podendo relacionar o aumento da alcalinidade com a formação de bicarbonato de amônia da mesma forma que o observado nos ensaios de dejetos suínos/RSO.

De modo geral, o ensaio contendo 75% de inóculo seria o que apresentou os melhores resultados, porém é preciso ser bastante criterioso quanto à quantidade de inóculo a ser adicionado ao substrato, pois quanto maior a quantidade de inóculo no meio, menor o volume de biodigestor que poderia ser ocupado pelo substrato a ser tratado.

## **7- RECOMENDAÇÕES**

## 7- RECOMENDAÇÕES

Procurar avaliar a atividade microbiológica do lixiviado efluente do UASB para que se possa definir o volume a ser recirculado que garanta inóculo suficiente para o digestor RSO/lodo e que o mesmo seja capaz de acelerar o início da etapa metanogênica.

Evitar trabalhar com relações RSO/lodo em volume ou em termos de sólidos totais e procurar trabalhar em termo de sólidos voláteis por este representar melhor a fração orgânica do substrato e a biomassa do inóculo.

Desenvolver ensaios com o reator UASB tratando lixiviado produzido durante o processo de compostagem existente na CEASA da Grande Florianópolis, uma vez que o UASB demonstrou sua capacidade em biodegradar resíduos líquidos gerados de restos de alimentos.

Avaliar a capacidade do digestor de lodos de tanques sépticos em remover microrganismos patogênicos através de testes para a determinação de coliformes totais e fecais (termotolerantes).

Determinar o teor de metais pesados do lodo tratado e avaliar o seu poder fertilizante em termos de teor de carbono, nitrogênio, fósforo e potássio e assim verificar a possibilidade de utilizá-lo como adubo.

Pelo fato dos RSO serem formados por compostos de difícil biodegradação, seria interessante realizar também estudos de pré-tratamento destes resíduos, seja por processos físico-químicos ou enzimáticos, visando a quebra molecular das estruturas ligno-celulósicas que compõem este tipo de resíduo e,

conseqüentemente, aumentar a sua biodegradabilidade. A partir daí seriam realizados novos ensaios de co-digestão com dejetos suínos.

Outra proposta seria repetir as proporções estudadas nos ensaios de biodegradabilidade e de inoculação, porém fixando um fator de diluição de modo que todos os ensaios ocorram com os substratos possuindo a mesma concentração de sólidos voláteis.

Desenvolver maiores estudos sobre a adaptabilidade do inóculo a um substrato composto por RSO mais dejetos suínos.

Aplicar outras metodologias de medição de biogás que ofereça uma precisão maior em relação ao sistema de medição por deslocamento de líquido.



## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, G.K.; SAW, C.B. (1992). **Leach-bed two-phase anaerobic digestion of municipal solid waste**. In: PROC. INT. SYMP. ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTES. Venice, Int. Assoc. on Wat. Poll. Res. and Control, p. 171-179, April 14-17, 1992.

ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodo de esgotos - tratamento e disposição final**. DESA-UFMG, v. 6, 483 p., 2001.

APHA; AWWA; WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19<sup>a</sup> ed. Washington D.C., 1995.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004: Resíduos sólidos**. Rio de Janeiro. 71 p., 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro. 15p., 1993.

BAERE, L.; MEENEN, P.V.; DEBOOSERE, S.; VERSTRAETE, W. **Anaerobic Fermentation of Refuse**. Resources and Conservation.14: 295-308, 1984.

BARIJAN, F.P.O. **Produção de lodo em um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas. 162 p., 1995.

BELLI FILHO, P. **Stockage et odeurs des déjections animales : cas du lisier de porc**. Thèse de Doctorat de L'Université de Rennes I. France, 250 p., 1995.

BELLI FILHO, P.; CASTILHOS JÚNIOR, A.B; da COSTA, R.H.R; SOARES, S.R; PERDOMO, C.C. **Tecnologias para o tratamento de dejetos suínos**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 5, n. 1, p. 166-170, 2001.

BELLI FILHO, P.; SOARES, H.M.; MATIAS, W.G.; PINTO, R.O; CHAGAS A.; CASTILHOS JÚNIOR, A.B. **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e lodo de tanque séptico**. In: VII TALLER Y SIMPOSIO LATINO-AMERICANO SOBRE DIGESTIÓN ANAEROBIA, 2002, Merida, v. 1, p. 266-269.

BENATTI, C.T.; TAVARES, C.R.G; FILHO, B.P.D.; MOITINHO, M.L.R. **Operation of a slow rate anaerobic digester treating municipal secondary sludge**. Electronic Journal of Biotechnology, v. 5, n. 3, p. 216-227, 2002. Disponível em: <<http://www.ejbiotechnology.info/content/vol5/issue3/full/1>>. Acesso em: 9 abr. 2006.

BENINCASA, M.; LUCAS Jr., J. **Fração orgânica de lixo urbano como substrato para biodigestor**. Revista Energia na Agricultura. v. 14 (4), p. 45-54, 1999.

BIDONE, F.R.A. **Metodologias e técnicas de minimização, reciclagem e reutilização de resíduos sólidos urbanos**. São Paulo: PROSAB/ABES, 1999.

BIPERS - Boletim Informativo de Pesquisa- EMBRAPA Suínos e Aves e Extensão - EMATER/RS. **Manejo de dejetos de suínos**. Coordenação: Valmir Dartora. n. 11, 32 p., 1998.

BIPERS - Boletim Informativo de Pesquisa- EMBRAPA Suínos e Aves e Extensão - EMATER/RS. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Coordenação: Roberto Diesel. n. 14, 30 p., 2002.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal - Secretaria Executiva- Projeto PNUD BRA/94/016. **AGENDA 21 - versão eletrônica 1.1**. Arquivo compactado. Acesso em: 12 abr. 2003.

BRUMMELER, E.; KOSTER, I.W.; ZEEVALKINK, J.A. **Biogas Production from the Organic Fraction of Municipal Solid Waste by Anaerobic Digestion**. In: 3<sup>th</sup> INTERNATIONAL SYMPOSIUM – MER3 – MATERIALS AND ENERGY FROM REFUSE. Belgica, 1986.

BRUMMELER, E.T. **Dry anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste**. Tese (Doutorado). Wageningen Agricultural University, Wageningen, the Netherlands. 193 p., 1993.

CADDET - Centre for Renewable Energy. **Batch anaerobic digestion of green waste in a BIOCEL converter**. Technical Brochure, 1. ed., n. 134, 4 p, 2000. Disponível em: <<http://www.caddet-re.org/assets/no134.pdf>>. Acesso em: 3 jul. 2003.

CALLAGHAN, F.J.; WASE, D.A.J; THAYANITHY, K.; FORSTER, C.F. **Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure**. Biomass and Bioenergy, 27, p. 71-77, 2002.

CARMO JÚNIOR, G.N.R. **Aplicabilidade do reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) para o tratamento de resíduos líquidos da suinocultura.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. 69 p., 1998.

CASTILHOS JÚNIOR, A.B. **Simulation au laboratoire du comportement hydraulique et de l'évolution bio-physico-chimique d'un déchet type composite mis en décharge.** *Thèse de Doctorat de L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.* 184 p., 1988.

CASTILHOS JÚNIOR, A.B.; NAVARRO, A. **Concepção de um modelo sintético de resíduos sólidos urbanos: estudo em laboratório do processo de inertagem da fração orgânica pela adição de cal viva (Cao).** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 15, 1989, Belém.

CASTILHOS JÚNIOR, A.B. Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos. In: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte.** Coordenação: Armando Borges de Castilhos Júnior. 1. ed., cap. 2, p. 19-50. Florianópolis, SC, 2003.

CHÁVEZ, R.; CASTILLO, R.; DENDOOVEN, L.; ESCAMILLA-SILVA, E.M. **Poultry slaughter wastewater treatment with an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor.** *Bioresource Technology*, 96, p. 1730-1736, 2005.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores Anaeróbios**, 1ª ed. Belo Horizonte, UFMG/Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 5, 246 p., 1997.

CHERNICHARO, C.A.L.; VAN HAANDEL, A.C.; AISSE, M.M.; CAVALCANTI, P.F.F. Reatores anaeróbios de manta de lodo. In: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Coordenação: José Roberto Campos. 1. ed., cap. 7, p. 155-198. Rio de Janeiro, RJ, 1999.

CINTRA, I.S.; LIBÂNIO, P.A.C.; COSTA, B.M.P.; CHERNICHARO, C.A.L. **Influência da recirculação de chorume cru e chorume inoculado nas fases de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande. Anais eletrônicos disponível em CD-ROM.

COHEN A.; BREURE, A.M.; VAN ANDEL, J.G.; VAN DEURSEN, A. **Influence of phase separation on the anaerobic digestion of glucose - Maximum COD-turnover rate during continuous operation.** Wat. Res., 14, 1980.

CRAVEIRO, A.M. **Influência da Proporção de Lixo e Lodo de Esgoto no Processo de Digestão Anaeróbia desses Resíduos.** Dissertação (Mestrado). Escola Politécnica da USP, São Paulo. 136 p., 1982.

DE BAERE, L. **Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art.** Wat. Sci. and technol. v. 41, n. 3, p. 283-290, 2000.

DEMIREKLER, E.; ANDERSON, G.K. **Effect of sewage-sludge addition on the start-up of the anaerobic-digestion of OFMSW.** Environ. Technol. v. 19 (8): 837-843, 1998.

DI PALMA, L.; MEDICI, F.; MERLI, C.; PETRUCCI, E. **Optimizing gas production in the anaerobic co-digestion of the organic fraction of market solid waste from markets.** In: PROCEEDINGS OF THE SECOND INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTES, Barcelona, Int. Assoc. Wat. Qual., vol. 1: 183-189, June 15-18, 1999.

EDELMANN, W.; JOSS, A.; ENGELI, H. **Two step anaerobic digestion of organic solid wastes.** In: PROCEEDINGS OF THE SECOND INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTES, Barcelona, Int. Assoc. Wat. Qual., vol. 2: 150-153, June 15-18, 1999.

FARNETI, A.; COZZOLINO, C.; BOLZONELLA, D.; INNOCENTI, L.; CECCHI, C. **Semi-dry anaerobic digestion of OFMSW: the new full-scale plant of Verona (Italy).** In: PROCEEDINGS OF THE SECOND INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTES, Barcelona, Int. Assoc. Wat. Qual., vol. 2: 330-333, June 15-18, 1999.

FERNÁNDEZ, A.; SÁNCHEZ, A.; FONT, X. **Anaerobic co-digestion of a simulated organic fraction of municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin.** Biochemical Engineering Journal, 26, p. 22-28, 2005.

IORE, F.A.; CHERNICHARO, C.A.L. **Sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos: avaliação da aplicabilidade de um reator UASB como unidade de inoculação e de tratamento de chorume.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande. Anais eletrônicos disponível em CD-ROM.

FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento**. Departamento de Saneamento, Ministério da Saúde, Brasil. Disponível em: <<http://www.funasa.gov.br/pub/pub00.htm#>>. Arquivo capturado em 12 maio de 2002.

GARCÍA, H.; RICO, J.L.; GARCÍA, P.A. **Comparison of anaerobic treatment of leachates an urban-solid-waste landfill at ambient temperature and at 35°C**. Bioresource Technology, 58, p. 273-277, 1996.

GIJZEN, H.J.; ZWART, K.B.; VERHABEN, F.J.M.; VOGELS, G.D. **High rate two-phase process for the anaerobic degradation of cellulose, employing rumen microorganism for an efficient acidogenesis**. Biotech and Bioeng., 31, 1988.

GOMES, L.P. **Estudo da caracterização física e da biodegradabilidade dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 166 p., 1989.

GOMES, L.P.; POVINELLI, J.; VAZOLLER, R.F. **Biodegradação anaeróbia de celulose a partir de cultura bacteriana mista presente no chorume de depósito de lixo urbano a céu aberto**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. Anais: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 2015-2025.

GOULART, R.M. **Processo de compostagem: alternativa complementar para trtamento de camas biológicas de dejetos suínos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. 128 p., 1997.

HAMADA J. **Estimativas de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. Anais: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 1801-1810.

HENN, A. **Avaliação de dois sistemas de manejo de dejetos em uma pequena propriedade produtora de suínos – condição de partida**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. 157 p., 2005.

IBGE - Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**, PNSB, 2000. Disponível em: [www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br).

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas. **Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado**. Coordenação: Nilsa Silva Jardim *et al.* São Paulo/SP. 278 p., 1995.

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas. **Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado**. Coordenação: Nilsa Silva Jardim *et al.* 2. ed. São Paulo/SP. 370 p., 2000.

KATO, M.T.; ANDRADE NETO, C.O.; CHERNICHARO, C.A.L.; FORESTI, E.; CYBIS, L.F. Configurações de reatores anaeróbios. In: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Coordenação: José Roberto Campos. 1. ed., cap. 3, p. 53-99. Rio de Janeiro, RJ, 1999.

KENNEDY, K.J.; LENTZ, E.M. **Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors**. Wat. Res., v. 34, nº 14, p. 3640-3656, 2000.

KETTUNEN, R.H.; RINTALA, J.A. **Performance of an on-site UASB reactor treating leachate at low temperature**. Wat. Res., v. 32, nº 3, p.537-546, 1998.

LIN, C.Y.; CHANG, F.Y.; CHANG C.H. **Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor**. Bioresource Technology, 73, p. 175-178, 2000.

LEITE, V.D.; SILVA, S.A.; SOUSA, J.T.; LOPES, W.S.; OLIVEIRA, S.A. **Co-digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande. Anais eletrônicos disponível em CD-ROM.

LIBÂNIO, P.A.C.; COSTA, B.M.P.; CINTRA, I.S.; CHERNICHARO, C.A.L.; VON SPERLING, M. **Estudo da influência da recirculação e da inoculação na digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Anais eletrônicos disponível em CD-ROM.

LIMA, C.A.A.; MUCHA, M.S.; TELES, R.B.; CUNHA, R. **Estudos preliminares de estimativa de produção de chorume e avaliação de alternativas de tratamento – estudo de caso: novo aterro de Ribeirão Preto-SP**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande. Anais eletrônicos disponível em CD-ROM.

LOPES, W.S.; LEITE, V.D.; PRASAD, S. **Kinetic study of anaerobic biostabilization of organic solid waste.** Proceedings of ENPROMER, Vol. II, p. 1195-1200, 2001.

LOPES, W.S.; LEITE, V.D.; PRASAD, S. **Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste.** Bioresource Technology, 94, p.261-266, 2004.

LOPES, W.S.; LEITE, V.D.; SOUZA, J.T.; PRASAD, S.; JÚNIOR, G.B.A. **Fatores intervenientes no processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Anais eletrônicos disponível em CD-ROM.

MALINA Jr., J.F.; POHLAND, F.G. **Design of Anaerobic Processes for the treatment of industrial and Municipal Wastes,** Techtronic Publishing Inc. USA. Vol. 7, 214 p, 1992.

MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRÉS, P. **Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives.** Biores. Technol., 74, p. 3-16, 2000.

MENDONÇA, J.C.; SALGADO, M.T; PICANÇO, A.P.; POVINELLI, J. **Avaliação de diferentes inóculos para a degradação de papel jornal.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Anais eletrônicos disponível em CD-ROM.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse.** 4<sup>a</sup> ed., New York: McGraw-Hill, 2003. 1819 p.

MIRANDA, C.R. *et al.* **A Questão Ambiental e a Suinocultura Catarinense – A Produção Científica dos Cursos de Pós-Graduação da UFSC.** Artigo ABES 2002. Disponível em: <[http://www.suinoseambiente.ufsc.br/index\\_porquinho.htm](http://www.suinoseambiente.ufsc.br/index_porquinho.htm)>. Acesso em: 31 jan. 2004.

MIRANDA, C.R. **Avaliação de estratégias para sustentabilidade da suinocultura.** Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. 264 p., 2005.

MISI, S.N.; FORSTER, C.F. **Batch co-digestion of multi-component agro-wastes.** Biores. Technol., 80, p. 19-28, 2001.



MONTENEGRO, M.A.P. **Avaliação da *performance* de um reator anaeróbio híbrido (RAH) e da atividade das populações de microorganismos anaeróbios na ausência e na presença de pentaclorofenol (PCP).** Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2001.

MORAES, E.M.; ADORNO, M.A.T.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. **Determinação de ácidos voláteis por cromatografia gasosa em efluentes de reatores anaeróbios tratando resíduos líquidos e sólidos.** In: IV OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, Pernambuco, Anais: v.2, p.235-238, 2000.

MSHANDETE, A.; KIVAIISI, A.; RUBINDAMAYUGI, M.; MATTIASSON B. **Anaerobic batch co-digestion of sisal pulp and fish wastes.** Bioresour. Technol., 95, p. 19-24, 2004.

NASCIMENTO, R.A. **Desempenho de reator anaeróbio de manta de lodo utilizando efluentes líquidos de indústria alimentícia.** Dissertação (Mestrado). Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas. 112 p., 1996.

NEVES L., OLIVEIRA R., ALVES M.M. **Influence of inoculum activity on the biomethanization of a kitchen waste under different waste/inoculum ratios.** Process Biochemistry, 39, p. 2019-2024, 2004.

NETTO, W.S. **Cinética de processos fermentativos.** In: CURSO FERMENTATION TECHNOLOGY, 1999, Florianópolis. 1999, p. 27.

NOGUEIRA, L.A.H. **Biodigestão: a alternativa energética.** 1ª ed., São Paulo: Nobel, 1992. 93 p.

OLESZKIEWICZ, J.A.; POGGI-VARALDO. **High-solids anaerobic digestion of mixed municipal and industrial wastes.** J. Environ. Eng., 123, p. 1087-1092, 1997.

OLIVEIRA, P.A.V. (Coord.). **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos.** Concórdia:EMBRAPA-CNPSA, 188 p., 1993.

OLIVEIRA, R.A. **Efeito da concentração de sólidos suspensos do afluente no desempenho e características do lodo de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo tratando águas residuárias de suinocultura.** Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos. 357 p., 1997.

OLIVEIRA, S.; PASQUAL, A. **Gestão dos resíduos sólidos urbanos na microrregião de Botucatu - caracterização física dos resíduos sólidos domésticos de Botucatu/SP**. Revista Energia na Agricultura. v. 13 (2), p. 51-61, 1998.

O'KEEFE, D.M. CHYNOWETH, D.P.; BARKDOLL, A.W.; NORDSTEDT, R.A., OWENS, J.M.; SIFONTES, J. **Sequential batch anaerobic composting**. In: PROC. INT. SYMP. ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTES. Venice, Int. Assoc. on Wat. Poll. Res. and Control, p. 117-125, April 14-17, 1992.

PAGANINI, W.S; BOCCHIGLIERI, M.M; LOPES, G.F. **Avaliação da capacidade das estações de tratamento de esgotos do sistema integrado da Região Metropolitana de São Paulo - RMSP - para o recebimento do chorume produzido nos aterros sanitários da região**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Anais eletrônicos disponível em CD-ROM.

PAULA JÚNIOR, D.R. de *et al.* Estabilização anaeróbia de lodos. In: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. **Digestor de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Coordenação: Sérgio Túlio Cassini. 1. ed., cap. 3, p. 53-93. Vitória, ES, 2003.

PELCZAR Jr., M.J.; CHAN, E.C.S.; KRIEG, N.R.; EDWARDS; D.D.; PELCZR, M.F. **Microbiologia: conceitos e aplicações**. Tradução por Sueli Fumie Yamada *et al.* 2ª ed., São Paulo: Makron Books, 1996. v.1, 524 p.

PERDOMO, C.C. **Sugestões para o manejo, tratamento e utilização de dejetos suínos**. Boletim informativo EMBRAPA. 2 p., 1999.

PEREIRA NETO, J.T. **Lixo urbano no Brasil: descaso, poluição irreversível e mortalidade infantil**. Revista Ação Ambiental. Ano 1 n. 1, 1998.

PHILIPPI Jr., A; de OLIVEIRA e AGUIAR, A. Resíduos Sólidos: Características e Gerenciamento. In: PHILIPPI Jr., A. (Ed.). **Saneamento, Saúde e Ambiente: Fundamentos para um desenvolvimento sustentável**. Barueri, SP: Editora Manole, 842 p., 2005.

PHILIPPI, L.S. (1992). **Etude expérimentale des dispositifs d'assainissement autonome: Applications en conditions réelles**. Thèse de Doctorat de L'Université de Montpellier I. France, 1992.

PHILIPPI, L.S. **Funcionamento de fossas sépticas em condições reais: volume e acumulação de lodo.** Anais do 17º congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 2, tomo I, p. 633- 642, 1993.

PINTO, D.M.C.L.; BALDOCHI, V.M.Z.; POVINELLI, J. **Procedimento para elaboração de resíduo sólido urbano doméstico padrão.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. v. 5 (1), p. 25-31, 2000.

PINTO, D.M.C.L. **Avaliação da partida da digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos inoculados com percolado.** Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 176 p., 2000.

PINTO, R.O. **Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos urbanos e lodos de tanques sépticos utilizando reatores em fase semi-sólida seguido de fluxo ascendente com manta de lodo.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Anais eletrônicos disponível em CD-ROM.

POHLAND, F. G. **Leachate recycle as a landfill management option.** J. Environmental Engineering Division, ASCE, 102, 1057, 1980.

RAJESHWARI, K.V.; BALAKRISHNAN, M.; KANSAL, A.; LATA, K.; KISHORE, V.V.N. **State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment.** Renewable and Sustainable Energy Reviews, 4, p. 135-156, 2000.

REINHART, D.R.; AL-YOUSFI, A.B. **The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics.** Waste Manag. and Res., 14, p. 337-346, 1996.

RITA<sup>a</sup>, F.; PINTO, R.O.; MATHIAS, W.G.; BELLI FILHO, P.; SOARES, H.M. **Desempenho de um reator UASB em escala piloto para o tratamento de chorume de resíduos sólidos urbanos.** In: VII TALLER Y SIMPOSIO LATINO-AMERICANO SOBRE DIGESTIÓN ANAEROBIA, 2002, Merida, v. 1, p. 162-165.

RITA<sup>b</sup>, F.; PINTO, R.O.; BELLI FILHO, P.; MATHIAS, W.G.; SOARES, H.M. **Aclimação de microrganismos anaeróbios para o tratamento de líquidos percolados gerados em biodigestores anaeróbios de resíduos sólidos orgânicos em reatores UASB.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA

QUÍMICA, 14, 2002, Natal. Anais do XIV Congresso Brasileiro de Engenharia Química.

RITA, F. **Desempenho de um reator UASB em escala piloto para o tratamento anaeróbio de líquidos percolados de resíduos sólidos urbanos.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal de Santa Catarina. 97 p., 2002.

ROCHA, C.; SANT'ANNA, F.S.P. **Regulamentação para despejos de caminhões limpa-fossas na ETE-Jarivatuba, Joinville-SC.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande. Anais eletrônicos disponível em CD-ROM.

SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **Biossólidos na agricultura.** Coordenação: Milton Tomoyuki Tsutiya *et al.* São Paulo, SP. 468 p, 2001.

SANTOS, A.F.M.S.; KATO, M.R.; FLORENCIO, L. **Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia e do tratamento de chorume através de reator UASB em escala experimental.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Anais eletrônicos disponível em CD-ROM.

SCHIO, R. **Caracterização toxicológica de produtos domésticos que geram resíduos sólidos perigosos e sua destinação no município de Campo grande - MS.** Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. 124 p., 2001.

SILVA, S.A. **Avaliação dos processos de tratamento e destinação final dos resíduos sólidos.** Revista da Engenharia Sanitária. v. 16 (1), p. 82-103, 1977.

SILVA, F.C.M. **Tratamento dos dejetos suínos utilizando lagoas de alta taxa de degradação em batelada.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina. 115 p., 1996.

SILVEY, P.; BLACKALL, L.; NICHOLS, P. PULLAMMANAPPALLIL, P. **Microbial ecology of the leach bed anaerobic digestion of unsorted municipal solid waste.** In: SECOND INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTES, Barcelona, Int. Assoc. Wat. Qual., vol. 1: 17-24, June 15-17, 1999.

SOARES, H. M.; HIRATA, T. S. **Práticas de laboratório**. In: CURSO DE TRATAMENTO BIOLÓGICO DE RESÍDUOS, 3., 1997, Florianópolis: CBAB, MCT/CNPq, CPGEQ/UFSC, CDB, 1997, p. 23.

SOSNOWSKI, P.; WIECZOREK, A.; LEDAKOWICZ, S. **Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes**. Advances in Environmental Research, article in press.

STROOT, P.G.; McMAHON, K.D.; MACKIE, R.I.; RASKIN, L. **Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions - I. Digester Performance**. Wat. Res., v. 35, n. 7, p. 1804-1816, 2001.

TACHINI, M. **Avaliação de tratamento integrado de esgotos sanitários e de lodo de tanque séptico em um reator anaeróbico RALF**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Regional de Blumenau. 123 p., 2002.

ten BRUMMELER, E. (1992). **Dry anaerobic digestion of solid waste in the Biocel process with a full scale unit**. In: PROC. INT. SYMP. ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTES. Venice, Int. Assoc. on Wat. Poll. Res. and Control, p. 557-560, April 14-17, 1992.

ten BRUMMELER, E. (1999). **Full scale experience with the Biocel-process**. In: SECOND INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTES, Barcelona, Int. Assoc. Wat. Qual, vol. 1: 308-314, June 15-17, 1999.

VANDEVIVERE, P.; DE BAERE, L.; VERSTRAETE, W. Types of anaerobic digesters for solid wastes. In: MATA-ALVAREZ, J. (Org.). **Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes**. IWA Publishing, 336 p., 2002.

VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbico de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Epgraf, 1994. 208 p.

VAZOLLER, R.F. **Microbiologia e saneamento ambiental**. Disponível em: <<http://www.bdt.org.br/~marinez/padct.bio/cap9/3/rosana.html>>, 1999.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. DESA-UFMG, v. 2, 211 p., 1996.

## ANEXOS

## **ANEXO A**

**Composição físico-química do lixiviado coletado do digestor RSO/lodo  
ao longo do tempo para os dois experimentos .**

**Tabela A1- Composição físico-química do lixiviado do experimento 1.**

Data	Tempo (dias)	pH	DQO (gDQO/l)	Alcalinidade (mgCaCO <sub>3</sub> /l)	N-NH <sub>3</sub> (mgN-NH <sub>3</sub> /l)	Fósforo total (mgPO <sub>4</sub> /l)	ST (g/l)	SV (g/l)
12/07/01	0	3,68	15072		-	-	28,64	22,63
01/08/01	20	3,98	21000		-	-	17,03	11,16
09/08/01	28	3,98 (corrigido para 6,5)	21712	8000	-	-	49,04	36,13
14/08/01	33	6,50	24480	-	202	-	35,33	22,64
16/08/01	35	6,46	38808	-	-	-	-	-
22/08/01	41	6,80	55600	-	-	-	-	-
24/08/01	43	6,82	52048	-	-	-	-	-
26/08/01	45	7,02	45536	-	-	-	-	-
28/08/01	47	6,60	50304	-	-	-	-	-
31/08/01	50	6,64	56448	-	-	-	-	-
04/09/01	54	6,69	37824	-	-	-	-	-
10/09/01	60	5,73	35445	7280	694	-	21,57	11,51
11/09/01	61	5,78	-	-	-	-	-	-
12/09/01	62	5,83	-	-	-	-	-	-
15/09/01	65	5,83	-	-	-	-	-	-
16/09/01	66	5,83	-	-	-	-	-	-
17/09/01	67	4,55	40873	-	692	135	19,72	9,98



**Tabela A1- Composição físico-química do lixiviado do experimento 1 (continuação).**

Data	Tempo (dias)	pH	DQO (gDQO/l)	Alcalinidade (mgCaCO <sub>3</sub> /l)	N-NH <sub>3</sub> (mgN-NH <sub>3</sub> /l)	Fósforo total (mgPO <sub>4</sub> /l)	ST (g/l)	SV (g/l)
19/09/01	69	5,40	-	-	-	-	-	-
20/09/01	70	5,79	-	-	-	-	-	-
21/09/01	71	5,38	-	-	-	-	-	-
24/09/01	74	5,81	29429	10060	739	169	-	-
28/09/01	78	5,08	-	-	-	-	-	-
03/10/01	83	5,13	-	-	-	-	-	-
08/10/01	88	5,02	28800	10760	-	-	17,96	8,88
09/10/01	89	5,44	-	-	-	-	-	-
10/10/01	90	5,31	-	-	-	-	-	-
11/10/01	91	5,39	-	-	-	-	-	-
15/10/01	95	5,28	25024	8600	672	265	13,14	4,81
26/10/01	106	4,96	24892	2400	-	70	9,58	8,73
09/11/01	120	5,14	23100	10620	-	-	-	-
21/11/01	132	5,52	19606	11040	-	-	-	-

**Tabela A2- Composição físico-química do lixiviado do experimento 2.**

Data	Tempo (dias)	pH	DQO (gDQO/l)	Acidez (mgCaCO <sub>3</sub> /l)	N-NH <sub>3</sub> (mgN-NH <sub>3</sub> /l)	Fósforo total (mgPO <sub>4</sub> /l)	ST (g/l)	SV (g/l)
14/02/02	0	-	-	-	-	-	-	-
21/02/02	7	3,85	95,200	29500	139	49	44,66	32,51
01/03/02	15	3,90	89,568	-	N	41	28,50	19,86
18/03/02	32	3,68	70,944	-	125	61	18,27	13,39
08/04/02	53	3,95	64,064	12000	147	60	15,62	10,17
16/04/02	61	4,07	56,112	18000	-	65	16,13	10,58
22/04/02	67	4,15	56,400	18000	166	76	15,06	9,94
03/05/02	78	3,81	50,259	24000	-	65	16,63	11,71
08/05/02	83	3,91	54,144	12000	218	54	15,05	10,014
28/05/02	103	4,01	40,112	17140	213	75	9,30	4,49
04/06/02	110	4,15	36,064	-	-	-	15,98	12,17
12/06/02	118	4,12	48,532	16460	202	120	16,05	9,26
21/06/02	127	4,03	65,093	15560	216	166	12,67	8,95
03/07/02	139	4,11	49,278	15960	238	170	13,66	9,23
15/07/02	151	4,22	65,048	16720	246	112	12,19	8,09
22/07/02	158	4,07	49,728	12800	263	120	10,31	5,38
02/08/02	169	4,19	35,209	12200	230	44	11,66	6,75

**Tabela A2- Composição físico-química do lixiviado do experimento 2 (continuação).**

<b>Data</b>	<b>Tempo (dias)</b>	<b>pH</b>	<b>DQO (gDQO/l)</b>	<b>Acidez (mgCaCO<sub>3</sub>/l)</b>	<b>N-NH<sub>3</sub> (mgN-NH<sub>3</sub>/l)</b>	<b>Fósforo total (mgPO<sub>4</sub>/l)</b>	<b>ST (g/l)</b>	<b>SV (g/l)</b>
09/08/02	176	4,48	34,750	12060	232	46	10,268	5,412
19/08/02	186	4,70	36,330	9400	246	56	11,23	6,296
28/08/02	195	4,32	41,506	6500	112	-	8,973	4,003
05/09/02	203	4,75	34,106	6100	84	71	9,289	4,441
10/09/02	208	4,88	30,363	5600	112	83	10,972	4,879
18/09/02	216	4,87	45,240	-	-	-	11,591	5,471
23/09/02	221	4,76	37,512	5300	428	97	8,742	5,870
01/10/02	229	4,94	38,508	5560	263	133	8,388	3,792

## **ANEXO B**

**Tabelas de acompanhamento do reator UASB durante o primeiro experimento.**

Tempo (dias)	pH		Temperatura (°C)		DQO (gDQO/l)		Carga Orgânica Vol. (gDQO/l·dia)	% remoção DQO	TRH (dias)	Vazão (l/dias)	Vol. Gás CNTP (l)	Fator de gás (lgás/gDQOdeg)
	afluente	efluente	ambiente	UASB	afluente	efluente						
1,0000	7,3400	7,6900	26,0000	24,0000	5,7400	--	0,8400		6,8300	1,3910		
2,0000	7,3600	7,4100	26,0000	24,0000	5,7400	0,3800	0,8400	93,3800	6,8300	1,3910		
4,0000	7,1400	7,4200	26,0000	23,0000	5,7400	0,5500	0,8400	90,4200	6,8300	1,3910		
6,0000	7,2600	7,4500	25,0000	24,0000	5,7400	0,3800	0,8400	93,3800	6,8300	1,3910		
8,0000	6,9600	7,6400	24,0000	24,0000	5,7400	0,6000	0,8400	89,5500	6,8300	1,3910		
10,0000	6,9200	7,6400	26,0000	24,0000	5,7400	0,3700	0,8400	93,5500	6,8300	1,3910		
12,0000	6,8900	7,6500	24,0000	24,0000								
18,0000	6,9700	7,6000	24,0000	24,0000	5,7400	0,6400	0,8400	88,8500	6,8300	1,3910		
20,0000	7,6700	7,6000	22,0000	23,5000								
24,0000	7,3400	7,6600	24,0000	24,0000	8,5000		0,8400		10,1000	0,9410		
37,0000	7,4000	7,9600	21,0000	24,0000	8,5000		0,8400		10,1000	0,9410		
38,0000	7,1100	7,4500	18,0000	23,0000	10,3600	5,3600	0,8400	48,2600	12,3100	0,7720		
39,0000	7,1100	7,4800	18,0000	23,0000								
40,0000	7,0700	7,4000	18,0000	24,5000							0,4280	
41,0000	6,9700	7,4100	20,0000	23,0000							1,4870	
44,0000	6,9500	7,5800	21,0000	23,5000							--	
45,0000	7,0500	7,3600	21,0000	24,0000	10,3600	4,3800	1,6800	57,7200	6,1500	1,5440	0,7410	0,1600
46,0000	7,1800	7,2000	21,0000	24,5000	10,3600	3,7300	1,6800	64,0000	6,1500	1,5440	0,7410	0,1400
47,0000	6,9400	7,3100	25,0000	25,0000	10,3600	2,6100	1,6800	74,8100	6,1500	1,5440	1,3570	0,2300
48,0000	7,2600	7,5400	21,0000	24,5000							0,9520	
51,0000	7,2400	7,3900	22,0000	25,0000	10,3600	2,4200	1,6800	76,6400	6,1500	1,5440	1,2660	0,2100
52,0000	7,1700	7,4500	21,0000	23,5000							0,6350	

Tempo (dias)	pH		Temperatura (°C)		DQO (gDQO/l)		Carga Orgânica Vol. (gDQO/l·dia)	% remoção DQO	TRH (dias)	Vazão (l/dias)	Vol. Gás CNTP (l)	Fator de gás (lgás/gDQOdeg)
	afluente	efluente	ambiente	UASB	afluente	efluente						
53,0000	7,1100	7,3900	21,0000	25,0000	10,3600	2,0300	1,6800	80,4100	6,1500	1,5440	1,7990	0,2800
54,0000	7,3200	7,6700	25,0000	24,0000	10,3600	1,8500	1,6800	82,1400	6,1500	1,5440	2,0880	0,3200
55,0000	7,2200	7,7100	22,0000	24,0000							2,2150	
58,0000	6,9000	7,9600	16,0000	20,0000	10,3600	1,8100	1,6800	82,5300	6,1500	1,5440	2,0450	0,3100
59,0000	7,2900	7,9700	13,0000	17,0000	10,3600	1,4700	1,6800	85,8100	6,1500	1,5440	1,5230	0,2200
64,0000	6,9000	7,9600	13,0000	20,0000					6,1500	1,5440	1,9580	
65,0000	7,2900	7,9700	13,0000	17,0000	10,3600	3,8100	1,6800	63,2200	6,1500	1,5440	0,2180	0,0200
67,0000	6,0900	6,9700	10,0000	16,0000	10,0400	4,9800	1,6800	50,4000	5,9600	1,5930	0,6600	0,0800
68,0000	6,8900	7,6400	12,0000	17,0000	10,0400	4,3400	2,5300	56,7700	3,9800	2,3900	0,6550	0,0700
71,0000	7,7100	7,5800	19,0000	23,5000	10,0400	2,4100	2,5300	76,0000	3,9800	2,3900	1,5980	0,1300
72,0000	7,5400	7,5600	19,0000	24,0000							1,7050	
73,0000	6,6700	7,1100	15,0000	21,0000							1,1880	
74,0000	6,7700	6,9300	16,0000	18,0000							1,2920	
75,0000	6,5800	7,2200	15,0000	23,0000	10,0400	2,6800	2,5300	73,3100	3,9800	2,3900	3,7810	0,2100
79,0000	7,3800	7,4300	16,0000	26,0000							4,7370	
80,0000	7,5500	7,4200	17,0000	26,0000	2,8700	1,3400	0,8500	53,3100	3,3900	2,8000	6,8660	1,8800
81,0000	7,4400	7,4800	18,0000	27,0000							5,8800	
82,0000	6,9900	7,5600	18,0000	25,0000							5,8800	
83,0000	7,1700	7,2400	18,0000	27,0000	2,8700	1,3300	0,8500	53,6600	3,3900	2,8000	5,9870	1,6300
86,0000	7,2300	7,7800	22,0000	28,0000	2,8700	1,2700	0,8500	55,7500	3,3900	2,8000	5,4840	1,2200
87,0000	8,0300	8,0000	19,0000	25,0000							0,7460	
88,0000	7,3900	8,0900	18,0000	24,0000							0,9620	
89,0000	7,9200	7,8700	12,0000	23,0000	6,0000	2,6900	0,8500	55,1700	7,0400	1,3500	0,6550	0,1500
90,0000	6,8000	7,9500	10,0000	22,0000	6,0000	1,2900	0,8500	78,5000	7,0400	1,3500	0,6600	0,1000
93,0000	7,5600	8,1400	17,0000	24,0000							0,2150	
94,0000	7,9600	8,0500	16,0000	25,0000	6,0000	1,8000	1,2600	70,0000	4,7500	2,0000	0,2150	0,0300
95,0000	7,9100	8,0600	19,0000	27,0000	6,0000	2,1900	1,2600	63,5000	4,7500	2,0000	0,2130	0,0300

Tempo (dias)	pH		Temperatura (°C)		DQO (gDQO/l)		Carga Orgânica Vol. (gDQO/l·dia)	% remoção DQO	TRH (dias)	Vazão (l/dias)	Vol. Gás CNTPT (l)	Fator de gás (lgás/gDQOdeg)
	afluente	efluente	ambiente	UASB	afluente	efluente						
96	7,2200	8,0600	19,0000	26,0000	6,0000	1,3600	1,2600	77,3300	4,7500	2,0000	0,2130	0,0200
99	7,8600	8,0000	16,0000	25,0000	6,0000	2,0200	1,2600	66,3300	4,7500	2,0000	0,2150	0,0300
105	7,3900	7,9000	18,0000	27,0000	6,0000	3,3400	1,2600	44,3300	4,7500	2,0000	0,2140	0,0400
106	7,2300	7,9500	28,0000	28,0000	6,0000	1,6900	2,5300	71,8300	3,9800	2,3900	0,2070	0,0200
108	6,4800	8,0300	23,0000	28,0000	21,7100	6,6000	2,5100	69,6000	8,6400	1,1000	4,6250	0,2800
110	6,4400	7,9400	17,0000	24,0000	21,7100	6,6800	2,5100	69,2300	8,6400	1,1000	4,9350	0,3000
111	6,8600	6,9800	25,0000	28,0000							5,2200	
112	6,9600	6,9700	25,0000	28,0000							4,5940	
113	6,4700	7,0200	17,0000	27,0000							5,4710	
114	7,0700	7,2700	22,0000	25,0000							5,4840	
115	6,4600	6,9400	20,0000	27,0000							5,6280	
116	6,4500	6,9300	18,0000	27,0000	21,7100	6,5500	2,5100	69,8300	8,6400	1,1000	4,4900	0,2700
117	6,3400	6,9800	20,0000	27,0000							5,3090	
118	6,3900	7,0000	18,0000	28,0000							5,1320	
119	6,4500	7,2700	16,0000	27,0000							5,2750	
120	6,3100	6,9600	21,0000	29,0000	21,7100	5,9600	2,6500	72,5500	8,1900	1,1600	4,9740	0,2700
121	6,4800	7,4700	21,0000	28,0000							11,0060	
122	6,5800	7,1700	21,0000	28,0000							11,6410	
123	6,4600	7,4400	22,0000	27,0000	24,4800	10,7500	2,9900	56,0900	8,1900	1,1600	13,2880	0,8300
124	6,4700	7,4300	24,0000	27,0000	24,4800	9,8900	2,9900	59,6000	8,1900	1,1600	11,4180	0,5300
125	6,8400	7,2800	20,0000	27,0000	19,4000	3,9000	3,0000	79,9000	6,4600	1,4700	11,8930	0,5200
127	7,1500	7,7700	23,0000	27,0000	19,4000	10,0800	3,0000	48,0400			11,5620	0,8400
128	6,6900	7,5800	21,0000	24,0000							12,6990	
129	6,4400	7,4200	20,0000	25,0000	38,6700	9,9800	5,2900	74,1900	7,3100	1,3000	12,9540	0,3500
130	7,1200	7,6500	13,0000	24,0000							15,0120	
131	6,5100	7,6700	19,0000	27,0000	36,0000	10,7500	5,0000	70,1400	7,2000	1,3200	14,4900	0,4300
132	7,0500	7,4800	17,0000	26,0000	36,0000		5,0000		7,2000	1,3200	16,2000	0,3400

Tempo (dias)	pH		Temperatura (°C)		DQO (gDQO/l)		Carga Orgânica Vol. (gDQO/l·dia)	% remoção DQO	TRH (dias)	Vazão (l/dias)	Vol. Gás CNTP (l)	Fator de gás (lgás/gDQOdeg)
	afluente	efluente	ambiente	UASB	afluente	efluente						
133	7,0200	7,7300	21,0000	28,0000	31,6600	13,1500	5,0000	58,4600	6,3300	1,5000	15,2380	0,5500
134	7,0200	7,7300	21,0000	28,0000	25,1500	13,1500	5,0000	47,7100	5,0300	1,8900	15,2380	0,6700
135	6,2400	7,9300	21,0000	28,0000	25,1500	12,7000	5,0000	49,5000	5,0300	1,8900	15,8730	0,6700
136	6,7100	7,7400	20,0000	27,0000	25,1500	8,8300	5,0000	64,8900	5,0300	1,8900	16,0340	0,5200
137	6,4500	7,5300	20,0000	26,0000	25,1500	10,7600	5,0000	57,2200	5,0300	1,8900	16,1400	0,5900
138	7,3500	7,7000	21,0000	28,0000	24,7100	8,8900	5,0000	64,0200	4,9400	1,9230	17,3550	0,5700
139	7,2200	7,8000	24,0000	29,0000	24,7100	2,9800	5,0000	87,9400	4,9400	1,9230	11,7320	0,2800
140	7,1800	7,8000	23,0000	28,0000							11,7720	
141	7,2500	7,8300	23,0000	29,0000	24,7100	8,0600	5,0000	67,3800	4,9400	1,9230	10,5110	0,3300
142	6,6900	7,7000	22,0000	27,0000	27,9100		6,0000		4,6500	2,0430	10,3350	0,1800
143	6,6300	7,7700	20,0000	26,0000							20,1750	
144	6,6800	7,8800	19,0000	25,0000	27,9100	7,4500	6,0000	73,3100	4,6500	2,0430	24,9320	0,6000
145	6,6900	7,7000	22,0000	27,0000							22,9910	
146	6,6300	7,7700	20,0000	26,0000							24,6350	
147	6,6900	7,8800	19,0000	25,0000							23,4400	
148	6,8100	8,1300	19,0000	26,0000	27,9100	7,5400	6,0000	72,9800	4,6500	2,0430	24,9320	0,6000
149	6,6900	8,1800	19,0000	26,0000	26,1900		6,0000		4,3600	2,1770	21,5230	
150	6,4500	8,0100	17,0000	23,0000	26,1900	6,0700	6,0000	76,8200	4,3600	2,1770	24,2460	0,5500
151	6,7600	7,8600	18,0000	23,0000							25,6590	
152	6,5400	7,6600	21,0000	25,0000	26,1900	6,9500	6,0000	73,4600	4,3600	2,1770	25,3970	0,6100
153	6,9000	7,9200	16,0000	26,0000							29,2820	
154	6,9000	7,9200	16,0000	26,0000							27,9900	
155	6,9000	7,9200	16,0000	26,0000	26,1900	5,1900	6,0000	80,1800	4,3600	2,1770	29,2820	0,7000
156	6,5500	8,1400	16,0000	23,0000							24,7600	
157	6,5600	7,9400	18,0000	23,0000	28,6000	5,5000	6,0000	80,7700	4,7700	1,9930	28,2250	0,6100
158	6,6900	8,0800	20,0000	23,0000							29,7320	
159	6,4500	8,0100	20,0000	25,0000	28,6000	4,8000	6,0000	83,2200	4,7700	1,9930	27,6080	0,5800



Tempo (dias)	pH		Temperatura (°C)		DQO (gDQO/l)		Carga Orgânica Vol. (gDQO/l·dia)	% remoção DQO	TRH (dias)	Vazão (l/dias)	Vol. Gás CNTP (l)	Fator de gás (lgás/gDQOdeg)
	afluente	efluente	ambiente	UASB	afluente	efluente						
160	6,7600	7,8600	20,0000	26,0000							27,8200	
161	6,7000	8,0100	24,0000	27,0000							27,6550	
162	6,7000	8,0100	24,0000	27,0000	28,6000	3,4000	6,0000	88,1100	4,7700	1,9930	28,4930	0,5700
163	5,4100	7,8600	21,0000	26,0000	30,0000		8,0000		3,7500	2,5340	30,4770	
164	5,5500	7,6200	21,0000	27,0000	30,0000	5,8700	8,0000	80,4300	3,7500	2,5340	30,9000	0,5100
165	5,4000	7,3200	21,0000	27,0000							30,0540	
166	5,0000	7,4600	18,0000	24,0000	30,0000	5,8100	8,0000	80,6300	3,7500	2,5340	31,2190	0,5100
167	5,5500	7,6200	21,0000	27,0000							29,6300	
168	5,4000	7,3200	21,0000	27,0000							30,0540	
169	5,2100	7,6600	20,0000	27,0000	30,0000	6,0500	8,0000	79,8300	3,7500	2,5340	30,5810	0,5000
170	5,4500	7,5100	23,0000	26,0000	28,8000		8,0000		3,6000	2,6400	31,9530	
171	5,4800	7,8200	23,0000	26,0000	28,8000	6,1400	8,0000	78,6800	3,6000	2,6400	32,4830	0,5400
173	5,6600	7,9300	22,0000	26,0000	28,8000	6,3300	8,0000	78,0200	3,6000	2,6400	31,4300	0,5300
176	5,6800	7,7800	20,0000	28,0000	28,8000	5,1800	8,0000	82,0100	3,6000	2,6400	27,1840	0,4400
178	5,2400	7,2500	28,0000	29,0000	18,0500	9,9000	8,0000	45,1300	2,2600	4,2100	25,7370	0,4700
179	5,4200	6,9100	28,0000	28,0000	26,5000	8,7500	12,6000	66,9800	2,1100	4,5100	25,2400	0,3000
183	5,2800	7,3900	29,0000	29,0000	25,0200	8,3500	11,8800	66,6300	2,1100	4,5100	23,8520	0,3200
184	5,2500	6,3300	27,0000	28,0000	25,3400		12,0300		2,1100	4,5100	22,4010	
185	4,9800	6,7000	27,0000	28,0000	20,6000		9,7800		2,1100	4,5100	22,6840	
190	5,3300	6,6000	26,0000	28,0000	20,7700		9,8600		2,1100	4,5100	19,6390	
191	5,2000	5,3200	28,0000	29,0000							19,1620	
192	5,3000	5,3100	29,0000	27,0000							17,9250	
193	5,9400	5,3600	29,0000	27,0000							8,6820	
194	5,0900	6,0500	28,0000	27,0000	22,0800	7,9000	10,4800	64,2200	2,1100	4,5100	10,2570	0,1600
195	7,5000	6,7600	28,0000	27,0000							5,6400	
196												
197	7,1200	6,6500	29,0000	27,0000								

Tempo (dias)	pH		Temperatura (°C)		DQO (gDQO/l)		Carga Orgânica Vol. (gDQO/l·dia)	% remoção DQO	TRH (dias)	Vazão (l/dias)	Vol. Gás CNTP (l)	Fator de gás (lgás/gDQOdeg)
	afluente	efluente	ambiente	UASB	afluente	efluente						
198	6,8300	7,2000	28,0000	27,0000	21,1600		10,0400		2,1100	4,5100		
199	7,0900	6,7800	28,0000	26,0000	22,8200	12,3300	10,8300	45,9700	2,1100	4,5100		
200	6,6400	8,3700	28,0000	26,0000	24,6600	9,8400	11,7100	60,1000	2,1100	4,5100		
204	7,3100	8,4000	32,0000	29,0000								
205	7,4500	6,7300	26,0000	24,0000	18,7700	10,4900	8,9100	44,1100	2,1100	4,5100		
206	6,5700	6,8800	32,0000	29,0000	24,6600	8,3700	11,7100	66,0600	2,1100	4,5100		
209												
211	7,5000	6,7700	31,0000	27,0000	15,8000	10,5600	7,5000	54,5400	2,1100	4,5100		
212	6,9500	6,8700	32,0000	28,0000								
214	7,1200	6,7600	30,0000	27,0000	22,2500	7,8100	10,5600	65,0000	2,1100	4,5100		
215	7,3100	6,9600	25,0000	25,0000								
216	7,5700	6,7800	21,0000	21,0000	19,1900	11,9300	9,1100	39,0000	2,1100	4,5100		
218	7,1400	6,7600	31,0000	29,0000	16,7200	8,5700	7,9400	49,0000	2,1100	4,5100		
219	7,3900	6,7300	30,0000	28,0000	16,2200		7,7000		2,1100	4,5100		
220	7,1000	6,7000	31,0000	28,0000								

## **ANEXO C**

**Tabelas de acompanhamento do reator UASB durante o segundo experimento.**

Data	Tempo (dias)	pH		Temperatura (°C)		DQO (gDQO/l)		Carga Orgânica Vol. (gDQO/l·dia)	% remoção DQO	TRH (dias)	Vazão (l/dias)	Vol. Gás CNTP (l)	Fator de gás (lgás/gDQOdeg)
		afluente	efluente	ambiente	UASB	afluente	efluente						
11/02/02	0	7,26		30	-	9,16		1,832		5	1,9		
12/02/02	1	7,26		27		9,16		1,832		5	1,9		
13/02/02	2	6		26	26,3	9,16		1,832		5	1,9		
14/02/02	3	7,21	8,26	30	30,4	9,16		1,832		5	1,9	1,34	
15/02/02	4	6,55	8,45	29	26	9,16		1,832		5	1,9	1,98	
19/02/02	8	7,23	8,62	25	24,2	9,16	6,38	1,832	30,35	5	1,9	2,03	0,38432412
20/02/02	9	6,5	8,02	29	27,4	9,16	6,72	1,832	26,64	5	1,9	1,63	0,351596204
21/02/02	11	6,4	8,4	24,5	24,4	13,27		2,654		5	1,9	1,63	0,064649189
22/02/02	11	6,28	7,89	33	30,4	13,27		2,654		5	1,9	2,79	0,110657201
25/02/02	14	6,21	8,83	31	29,7	13,27	2,61	2,654	80,33	5	1,9	3,5	0,172805372
26/02/02	15	6,56	8,44	32	30,5	13,27		2,654		5	1,9	2,86	0,113433546
27/02/02	16	6,96	8,35	27	26	13,27		2,654		5	1,9	3,14	0,124538928
06/03/02	26	6,69	8,07	26,5	26,7	13,27	1,82	2,654	86,28	5	1,9	4,3	0,197655711
11/03/02	31	6,39	8,2	35,5	33,5	13,27	2,54	2,654	80,86	5	1,9		
12/03/02	32	6,51	7,93	35,5	34,5	13,27	2,35	2,654	82,29	5	1,9		
18/03/02	38	6,32	7,58	32	30,8	9,89	1,82	1,978	81,60	5	1,9		
20/03/02	40	6,11	8,32	30	30	10,12	1,7	2,024	83,20	5	1,9		
22/03/02	42	6,53	8,11	27	26,4	10,95	3,27	2,19	70,14	5	1,9	2,29	0,156935307
27/03/02	47	5,9	8,04	30	31,3	8,1	0,92	1,62	88,64	5	1,9	0,85	0,06230758
01/04/02	52	5,86	7,75	26	26,2			0		5	1,9	3,44	
03/04/02	54	5,91	8,04	22	21,8	8,27	4,31	1,654	47,88	5	1,9	2,44	0,324295587
05/04/02	56	5,85	7,79	25	25	8,62	2,02	1,724	76,57	5	1,9	4,55	0,362838915

Data	Tempo (dias)	pH		Temperatura (°C)		DQO (gDQO/l)		Carga Orgânica Vol. (gDQO/l dia)	% remoção DQO	TRH (dias)	Vazão (l/dias)	Vol. Gás CNTP (l)	Fator de gás (lgás/gDQOdeg)
		afluente	efluente	ambiente	UASB	afluente	efluente						
08/04/02	59	5,76	8,31	25	24,6	8,62	1,58	1,724	81,67	5	1,9	3,47	0,259419856
11/04/02	62	6,99	8,36	31	30,7	5,28	1,01	1,056	80,87	5	1,9	3,15	0,388265746
12/04/02	63	6,9	7,24	31	30,5					5	1,9	2,38	
16/04/02	67	6,08	7,6	31	30,9					5	1,9	1,82	
26/04/02	77	5,93	7,24	24	24,1	10,8	3,072	2,16	71,56	5	1,9	3,7	0,251988667
27/04/02	78	6,18		21						5	1,9		
29/04/02	80	5,94	7,57	27	27,2					5	1,9		
30/04/02	81	5,9	7,54	28	27,8	11,62	2,23	2,324	80,81	5	1,9		
03/05/02	84	6,08	7,67	26	24,6	10,27	0,61	2,054	94,06	5	1,9	0,91	0,049580473
06/05/02	87	6,13	7,96	21	21,6					5	1,9	4,22	
07/05/02	88	7,31	8,65	23,5	22,5					5	1,9	3,57	
08/05/02	89	5,9	7,52	24	25	9,94	1,8	1,988	81,89	5	1,9	4,58	0,296133454
09/05/02	90	5,68	7,27	26	25,7					5	1,9	4,64	
10/05/02	91	6,29	7,59	21	20,6	10,61	1,63	2,122	84,64	5	1,9	4,89	0,286601805
11/05/02	92	6,71	8,14	23	22,6					5	1,9	4,82	
12/05/01	93	6,89	8,3	25	23,6					5	1,9	5,71	
13/05/02	94	6,28	7,85	30	28,8	11,77	3,09	2,354	73,75	5	1,9	4,85	0,294081979
14/05/02	95	6,8	7,62	23	23					5	1,9	5,13	
15/05/02	96	7,03	8,02	31	28,8					12	0,78	5,42	
17/05/02	97	6,79	8,5	23,5	23,8					3,33	2,85	1,25	
20/05/02	100	6,43	8,48	25	22,1					3,33	2,85	5,21	
21/05/02	101	6,71	7,5	22	21,8	8,36	1	2,508	88,04	3,33	2,85	3,17	0,151125095
28/05/02	108	6,74	8,08	22	22,9	8,37	1,18	2,511	85,90	3,33	2,85	6,57	0,320620745
04/06/02	115	6,28	7,49	27	25	13,2	2,82	3,96	78,64	3,33	2,85	6,32	0,21363621
05/06/02	116	6,66	7,73	28	28,5	11,64	1,58	4,656	86,43	2,5	3,8	6,47	0,169247672

Data	Tempo (dias)	pH		Temperatura (°C)		DQO (gDQO/l)		Carga Orgânica Vol. (gDQO/l dia)	% remoção DQO	TRH (dias)	Vazão (l/dias)	Vol. Gás CNTP (l)	Fator de gás (lgás/gDQOdeg)
		afluente	efluente	ambiente	UASB	afluente	efluente						
06/06/02	117	6,6	8,06	25	24,6	11,64	5,74	4,656	50,69	2,5	3,8	7,65	0,341213202
08/06/02	119	6,51	7,31	22	21,9	11,64	0,37	4,656	96,82	2,5	3,8	6,37	0,166631788
12/06/02	123	6,16	7,7	16	19	12,87	5,46	5,148	57,58	2,5	3,8		
19/06/02	130	6,21	8,81	19	21,8	13,41	2,7	5,364	79,87	2,5	3,8	4,62	0,113519092
21/06/02	132	5,75	8,38	18	19,1	13,57	8,18	5,428	39,72	2,5	3,8	15,59	0,761156137
23/06/02	134	6,1	7,23	15	18,9	11,18	5	4,472	55,28	2,5	3,8		
28/06/02	139	5,99	7,1	18	25,4	11,54	5,48	4,616	52,51	2,5	3,8	6,77	0,293989925
02/07/02	143	6,55	7,64	20	25,5	7,99	5,58	6,0555789	30,16	1,32	7,2	9,25	0,53307976
05/07/02	146	6,55	7,68	24	24,8	12,36	4,28	6,18	65,37	2	4,75	7,31	0,190463783
09/07/02	150	6,94	7,7	15	20,9	6,19	2,71	3,095	56,22	2	4,75	4,28	0,25892317
11/07/02	152	7,42	8,12	15	22,3	7,05	1,25	3,5175789	82,27	2	4,74	2,52	0,091663029
15/07/02	156	6,15	7,79	22	26,2	8,55	2,02	4,275	76,37	2	4,75	8,38	0,270170065
17/07/02	158	6,26	8,14	23	26,4	12,05	1,65	6,025	86,31	2	4,75	8,38	0,169635628
22/07/02	163	6,51	7,27	20,0	22,2	10,25	4,45	6,07	56,64	1,69	5,62	12,53	0,383873514
25/07/02	166	7,52	7,92	20,0	26,5	10,25	8,01	6,06	21,86	1,69	5,62	16,56	1,314868013
02/08/02	174	7,3	7,75	16,0	19,3	12,5		5,99		2,09	4,55	9,57	
03/08/02	175	6,95	7,74	18,0	20,8	12,50		5,99		2,09	4,55	20,71	
05/08/02	177	6,94	7,65	17,5	21,1	7,40		5,55		1,33	7,13	9,51	
09/08/02	181	6,87	7,37	18,0	22,4	7,40	2,718	5,55	63,27	1,33	7,13		
16/08/02	188	7,18	8,16			10,21	1,043	6,00	89,78	1,70	5,58		
19/08/02	191	6,78	7,57	25,0	26,4	10,21	0,431	6,00	95,78	1,70	5,58		
28/08/02	200	6,78	7,99	23,0	28,4	7,27	0,312	5,43	95,71	1,34	7,10		
05/09/02	208	7,33	7,92	23,5	24,5	11,54	0,908	6,00	92,13	1,92	4,94		
11/09/02	214	6,79	7,86	21,0	25,2	11,54	0,091	6,00	99,21	1,92	4,94		
14/09/02	217	6,98	7,84	23,5	23,7	9,23	4,34	5,78	52,98	1,60	5,95		

Data	Tempo (dias)	pH		Temperatura (°C)		DQO (gDQO/l)		Carga Orgânica Vol. (gDQO/l·dia)	% remoção DQO	TRH (dias)	Vazão (l/dias)	Vol. Gás CNTP (l)	Fator de gás (lgás/gDQOdeg)
		afluente	efluente	ambiente	UASB	afluente	efluente						
18/09/02	221	6,88	7,85	21,5	26,1	17,02	4,65	5,92	72,68	2,88	3,30		
20/09/02	223	6,77	7,74	16,0	22,7	19,96	1,32	5,88	93,39	3,39	2,80		
25/09/02	228	7,5	7,81	26,5	24,0	19,96	0,682	5,88	96,58	3,39	2,80		
27/09/02	230	6,37	7,78	27,0	29,1			5,88		3,39	2,80	6,01	
30/09/02	233	5,96	7,63	21,0	25,3			5,88		3,39	2,80	11,47	
01/10/02	234	6,29	7,45	27,0	28,7			6,00		1,90	4,99	7,24	
02/10/02	235	6,29	8,33	18,0	22,5	11,43	1,94	6,00	83,03	1,90	4,99	5,72	0,120789524
07/10/02	240	6,99	7,76	27,0	29,2	10,26	0,35	7,00	96,59	1,47	6,48	15,91	0,247754482
09/10/02	242	5,97	6,8	24,0	27,2			7,00		1,19	7,99	23,19	
10/10/02	243	5,87	7,32	26,0	28,2			7,00		1,19	7,99	22,71	
11/10/02	244	5,84	7,44	29,0	30,2	8,32	1,17	7,00	85,94	1,19	7,99	26,42	0,462466195
14/10/02	247	6,64	7,42	31,0	29,9			7,00		1,19	7,99	20,09	
17/10/02	250	7,07	7,65	20,0	25,4			7,00		1,12	8,48	18,42	
18/10/02	251	7,07	7,95	20,0	22,7	7,35	1,35	6,56	81,63	1,12	8,48	11,50	0,226022013
25/10/02	258	6,9	7,63	22,0	26,7	8,43	0,96	7,00	88,61	1,20	7,89	10,62	0,180188434
30/10/02	263	6,87	7,9	20,0	24,9								
31/10/02	264	7,87	8,34	18,5	20,6								
01/11/02	265	6,57	7,59	24,0	25,7								
05/11/02	269	6,85	7,66	23,0	25,4								
06/11/02	270	6,99	7,71	24,0	25,7								
07/11/02	271	6,99	7,44	24,0	25,3	8,43	1,122	8,56310526	86,69	0,98	9,65	14,04	0,199086245
11/11/02	275	6,82	7,89	27,5	28,3					1,00	9,47		
12/11/02	276	6,87	7,42	30,0	30,1					1,00	9,47	12,87	
13/11/02	277	7,18	7,43	29,0	30,2	8,12	1,189	8,09635158	85,36	1,00	9,47	13,66	0,208055653
17/11/02	281	6,01	7,92	27,0	28,1					2,17	4,37		
18/11/02	282	6,63	7,66	25,0	27,6					2,17	4,37	10,33	
19/11/02	283	6,36	7,66	30,0	30,7					2,17	4,37	9,05	
20/11/02	284	6,16	7,71	34,0	30,7	17,39	0,962	7,9994	94,47	2,17	4,37	9,08	0,126479377

Data	Tempo (dias)	pH		Temperatura (°C)		DQO (gDQO/l)		Carga Orgânica Vol. (gDQO/l·dia)	% remoção DQO	TRH (dias)	Vazão (l/dias)	Vol. Gás CNTP (l)	Fator de gás (lgás/gDQOdeg)
		afluente	efluente	ambiente	UASB	afluente	efluente						
21/11/02	285	6,46	7,73	33,0	30,7			0		2,17	4,37		
22/11/02	286	7,08	7,72	24,5	23,3	17,39	1,208	7,9994	93,05	2,17	4,37	7,29	0,103089372
23/11/02	287	6,84	7,81	27,0	24,6			0		2,17	4,37	3,45	
25/11/02	289	6,85	7,69	31,0	28,6			0		2,17	4,37	16,78	
26/11/02	290	6,42	7,67	35,0	32,1	8,50	0,684	7,9994	91,95	2,17	4,37	16,78	0,491528025
28/11/02	292	6,4	7,79	29,0	28,5								

Data	Tempo (dias)	pH		Alcalinidade (mgCaCO <sub>3</sub> /l)	
		afluente	efluente	afluente	efluente
21/05/02	101	6,71	7,50	3805	3664
28/05/02	109	-	8,08	-	4114
05/06/02	116	6,66	-	4510	-
06/06/02	117		8,06	-	4284
19/06/02	130	6,21	8,81	3840	5940
02/07/02	143	6,55	7,64	2690	5000
11/07/02	152	7,42	8,12	4960	5590
22/07/02	163	6,51	7,27	3800	4500
16/08/02	188	7,18	8,16	3750	3950
28/08/02	200	6,78	7,99	4250	3200
05/09/02	208	7,33	7,92	4360	4080
11/09/02	214	6,79	7,86	4410	4030
14/09/02	217	6,98	7,84	4290	3400
18/09/02	221	6,88	7,85	5000	5360
25/09/02	228	7,5	7,81	2630	4950
18/10/02	251	7,07	7,95	2426	3490
25/10/02	258	6,9	7,63	3916	4316



## **ANEXO D**

### **Caracterização das amostras de lodo de tanque séptico**

**Tabela D1- Caracterização das amostras de lodo de tanque séptico**

<b>Amostra</b>	<b>DQO (mg/l)</b>	<b>DQO<sub>filtr.</sub> (mg/l)</b>	<b>DBO<sub>5</sub> (mg/l)</b>	<b>pH</b>	<b>Alcal. (mg/l)</b>	<b>NH<sub>3</sub> (mg/l)</b>	<b>Fósforo total (mg/l)</b>	<b>ST (mg/l)</b>	<b>SV (mg/l)</b>	<b>SST (mg/l)</b>	<b>SSV (mg/l)</b>	<b>Óleos e graxas (mg/l)</b>	<b>Deter- gente (mg/l)</b>
1	4224	1144	3100	6,49	295	36	13,7	626	466	374	174	29	1,4
2	528		300	7,45	504	62	17,8	820	280	350	280	20	0,2
3	12280	3880	2900	6,31	426	64	28,2	3051	1765	2307	1640	260	15,0
4	580	322	360	7,46	257	41	65,4	516	224	145	79	18	3,4
5	18410	1740	3600	7,00	3854	75	38,0	31580	14780	3120	14570	1304	15,0
6	1169	937	1080	5,98	504	69	33,5	6520	2960	6085	2890	NR	20,0
7	5706	1561	1700	7,60	1360	278	35,0	4028	2320	2585	1835	464	20,0
8	7498	446	3790	6,97	868	151	25,5	9758	6274	4200	2887	1614	30,0
9	22708	1167	7400	5,91	1000	156	21,4	21986	16048	18680	12810	6982	150,0
10	29704	946	6450	6,07	1710	213	22,9	33292	18454	27500	18000	4945	225,0
11	13652	959	2350	7,22	920	121	28,7	12606	7090	9380	5860	274	90,0
12	5544	902	670	6,48	228	123	12,5	2918	2772	895	725	28	26,0
13	4890	878	NR	7,32	NR	NR	27,4	3768	1824	2905	1705	1442	15,0
14	21410	687	NR	7,53	NR	NR	9,4	26698	16552	17720	13012	4044	30,0
15	21620	772	NR	6,67	NR	NR	11,0	9452	15998	18012	12190	509	80,0
16	24330	736	NR	7,09	NR	NR	7,2	21500	14318	19110	12725	NR	NR
17	16782	473	NR	6,89	NR	NR	12,0	16546	11004	2128	1254	1884	NR
18	8577	438	NR	6,22	NR	NR	39,9	3527	2290	4090	1036	NR	NR
19	4752	582	NR	7,01	NR	NR	87,0	1346	710	4875	2983	NR	NR
20	3448	1694	NR	5,48	NR	NR	130,3	2971	1900	2436	2205	NR	NR
21	4950	780	NR	5,61	NR	NR	99,8	1472	1020	5360	2106	NR	NR
22	2744	771	NR	6,25	NR	NR	215,9	2115	1058	4113	2877	NR	NR
23	3293	811	NR	6,91	NR	NR	54,0	2544	1841	2228	1584	NR	NR
Média	10383	1028	2808	7,05	994	116	46,0	9550	6172	6896	5019	1588	48,0

NR = Não Realizado

## **ANEXO E**

**Tabelas da composição físico-química dos substratos no início e final dos ensaios de biodegradabilidade.**

**100% RSO**

Parâmetros	Unidade	Início experimento	Final experimento
pH		7,00	5,53
Sólidos totais	g/kg	114,72	110,04
Sólidos voláteis	g/kg	84, 27	77,80
SV/ST	-	0,73	0,73
Nitrogênio amoniacal	mgNH <sub>3</sub> -N/l	840	560
SV/NH <sub>3</sub>	-	100,32	138,93
DQO	g/l	107,50	64,40

**10% dejetos/90%RSO**

Parâmetros	Unidade	Início experimento	Final experimento
pH		6,79	7,02
Sólidos totais	g/l	50,67	41,29
Sólidos voláteis	g/l	36,77	27,53
SV/ST	-	0,73	0,67
Nitrogênio amoniacal	mgNH <sub>3</sub> -N/l	728	910
SV/NH <sub>3</sub>	-	50,51	30,25
DQO	g/l	46,94	46,00

**20% dejetos/80%RSO**

Parâmetros	Unidade	Início experimento	Final experimento
pH		6,85	6,88
Sólidos totais	g/l	32,82	18,70
Sólidos voláteis	g/l	23, 52	10,06
SV/ST	-	0,72	0,54
Nitrogênio amoniacal	mgNH <sub>3</sub> -N/l	840	840
SV/NH <sub>3</sub>	-	28	11,98
DQO	g/l	30,80	32,95

**40% dejetos/60%RSO**

Parâmetros	Unidade	Início experimento	Final experimento
pH		6,79	7,68
Sólidos totais	g/l	19,52	8,09
Sólidos voláteis	g/l	13, 67	3,12
SV/ST	-	0,70	0,39
Nitrogênio amoniacal	mgNH <sub>3</sub> -N/l	840	1050
SV/NH <sub>3</sub>	-	12,83	2,97
DQO	g/l	11,85	5,62

**50% dejetos/50%RSO**

<b>Parâmetros</b>	<b>Unidade</b>	<b>Início experimento</b>	<b>Final experimento</b>
pH		6,62	7,70
Sólidos totais	g/l	16,32	10,41
Sólidos voláteis	g/l	11,30	5,83
SV/ST	-	0,69	0,56
Nitrogênio amoniacal	mgNH <sub>3</sub> -N/l	840	910
SV/NH <sub>3</sub>	-	13,45	6,40
DQO	g/l	35,30	30,02

**100% dejetos**

<b>Parâmetros</b>	<b>Unidade</b>	<b>Início experimento</b>	<b>Final experimento</b>
pH		6,73	7,82
Sólidos totais	g/l	9,25	6,99
Sólidos voláteis	g/l	6,05	3,50
SV/ST	-	0,65	0,50
Nitrogênio amoniacal	mgNH <sub>3</sub> -N/l	560	910
SV/NH <sub>3</sub>	-	10,80	3,85
DQO	g/l	10,59	3,42

**100% substrato**

<b>Parâmetros</b>	<b>Unidade</b>	<b>Início experimento</b>	<b>Final experimento</b>
pH		6,56	7,66
Sólidos totais	g/l	13,25	9,41
Sólidos voláteis	g/l	8,77	4,74
SV/ST	-	0,66	0,50
Nitrogênio amoniacal	mgNH <sub>3</sub> -N/l	840	840
SV/NH <sub>3</sub>	-	10,44	5,64
DQO	g/l	40	40,44

**25% inóculo/75% substrato**

<b>Parâmetros</b>	<b>Unidade</b>	<b>Início experimento</b>	<b>Final experimento</b>
pH		6,62	7,70
Sólidos totais	g/l	16,32	10,41
Sólidos voláteis	g/l	11,30	5,83
SV/ST	-	0,69	0,56
Nitrogênio amoniacal	mgNH <sub>3</sub> -N/l	840	910
SV/NH <sub>3</sub>	-	13,45	6,40
DQO	g/l	35,30	30,02

**50% inóculo/50% substrato**

<b>Parâmetros</b>	<b>Unidade</b>	<b>Início experimento</b>	<b>Final experimento</b>
pH		6,80	7,64
Sólidos totais	g/l	21,85	8,85
Sólidos voláteis	g/l	15,82	4,85
SV/ST	-	0,72	0,55
Nitrogênio amoniacal	mgNH <sub>3</sub> -N/l	840	980
SV/NH <sub>3</sub>	-	18,83	4,94
DQO	g/l	20,05	13,08

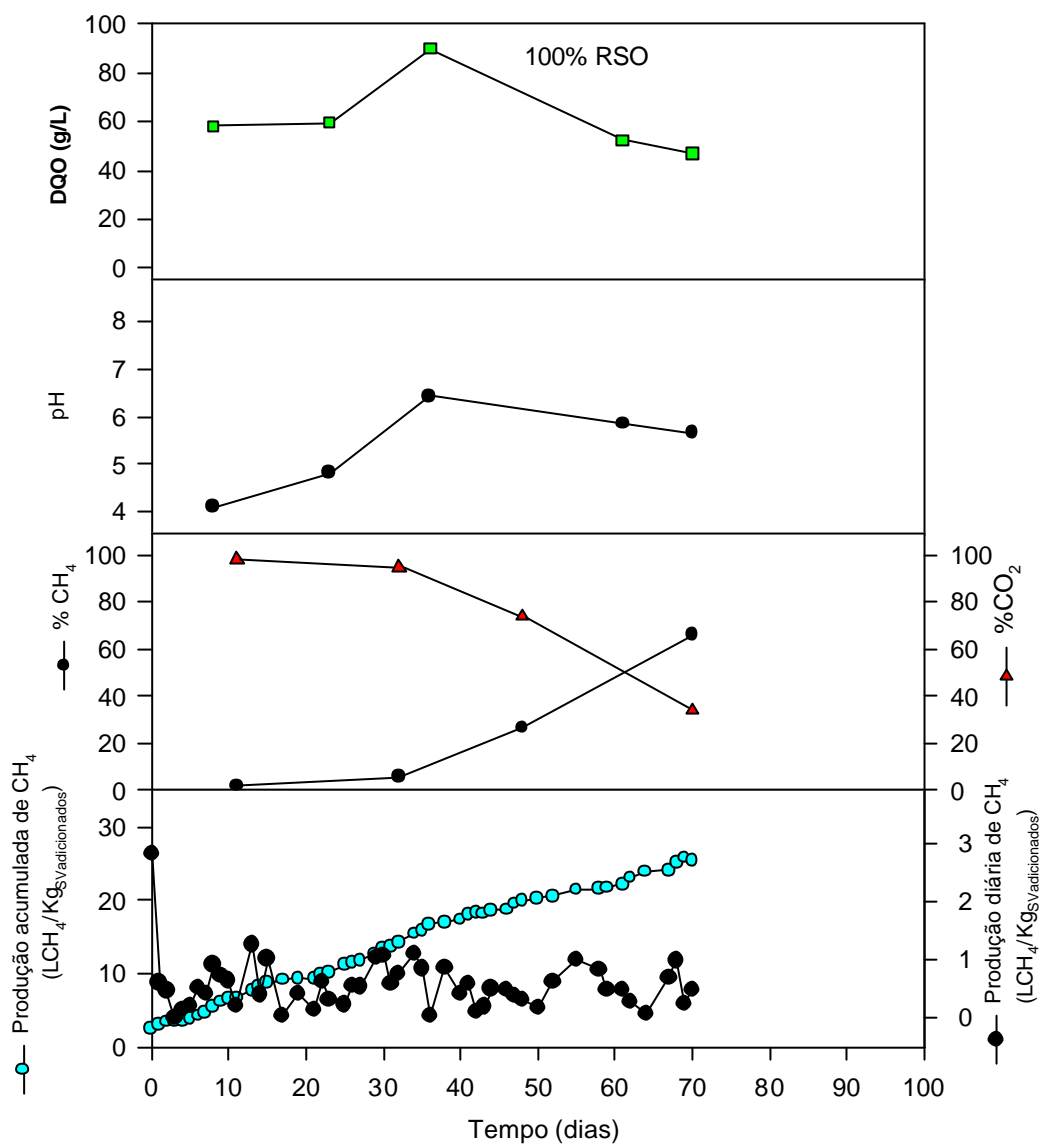
**75% inóculo/25% substrato**

<b>Parâmetros</b>	<b>Unidade</b>	<b>Início experimento</b>	<b>Final experimento</b>
pH		6,61	7,75
Sólidos totais	g/l	34,75	27,21
Sólidos voláteis	g/l	26,42	20,31
SV/ST	-	0,76	0,75
Nitrogênio amoniacal	mgNH <sub>3</sub> -N/l	700	1260
SV/NH <sub>3</sub>	-	37,74	16,11
DQO	g/l	15,16	16,97

**Observação: os pHs do início dos ensaios referem-se às medições feitas após a correção com NaOH 5% .**

## **ANEXO F**

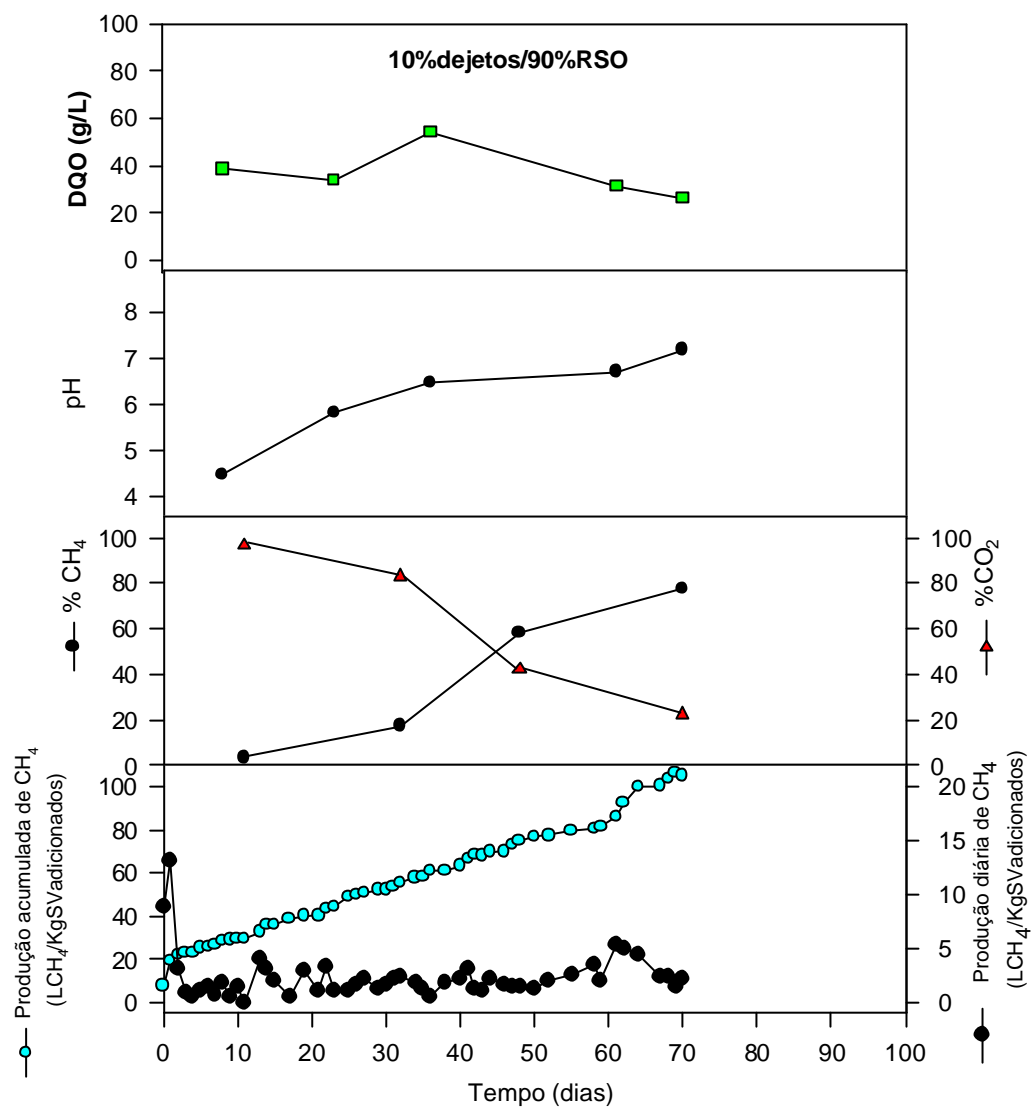
**Comportamento dos parâmetros de controle da fase gasosa e do sobrenadante para os ensaios de biodegradabilidade em função do tempo.**



Tempo (dias)	8	23	36	61	70
DQO (g/l)	58,14	59,63	89,81	52,37	46,70
pH	4,10	4,82	6,43	5,86	5,66

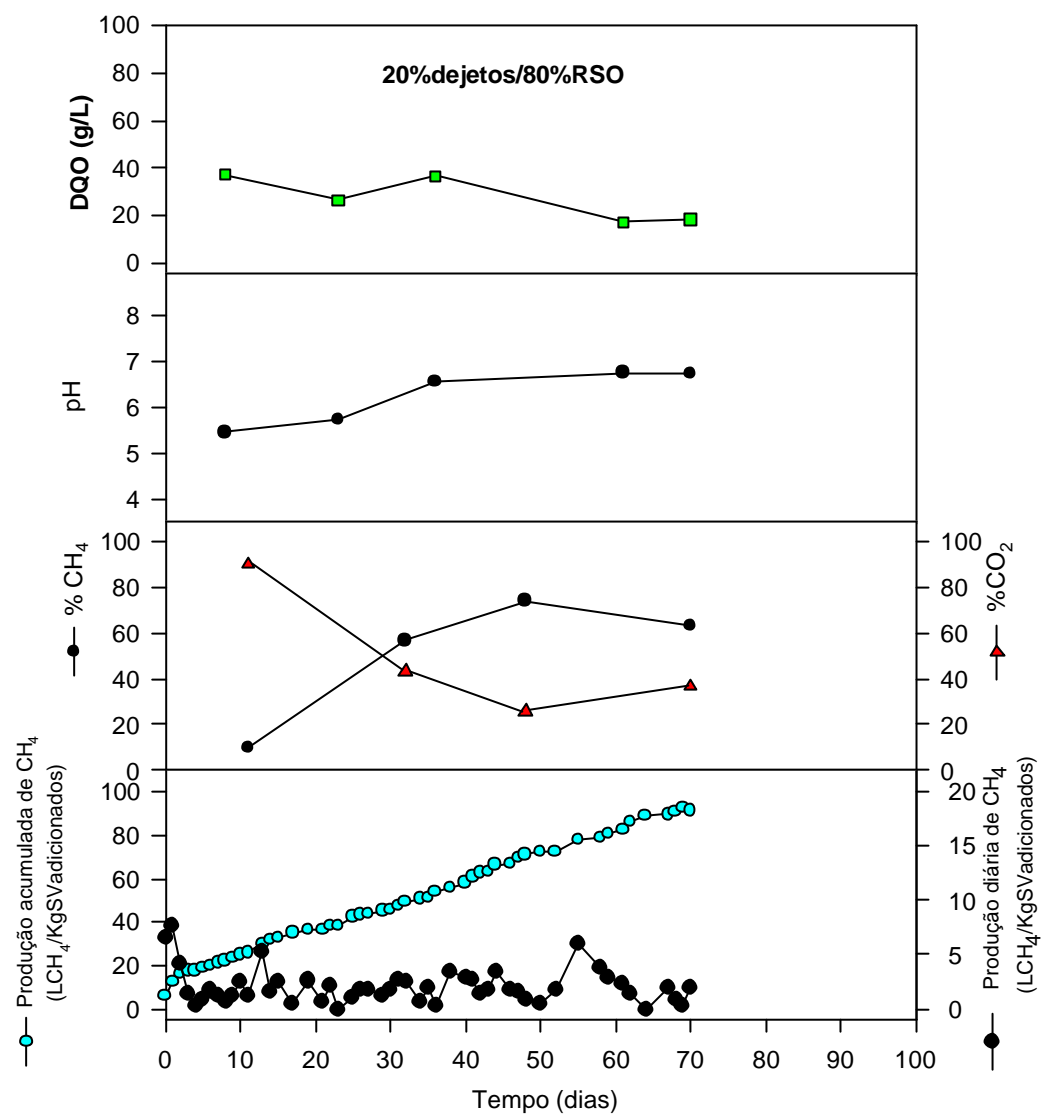
Tempo (dias)	11	32	48	70
$\text{CH}_4$	1,89%	5,54%	26,67%	66%
$\text{CO}_2$	98,11%	94,46%	73,77%	34%





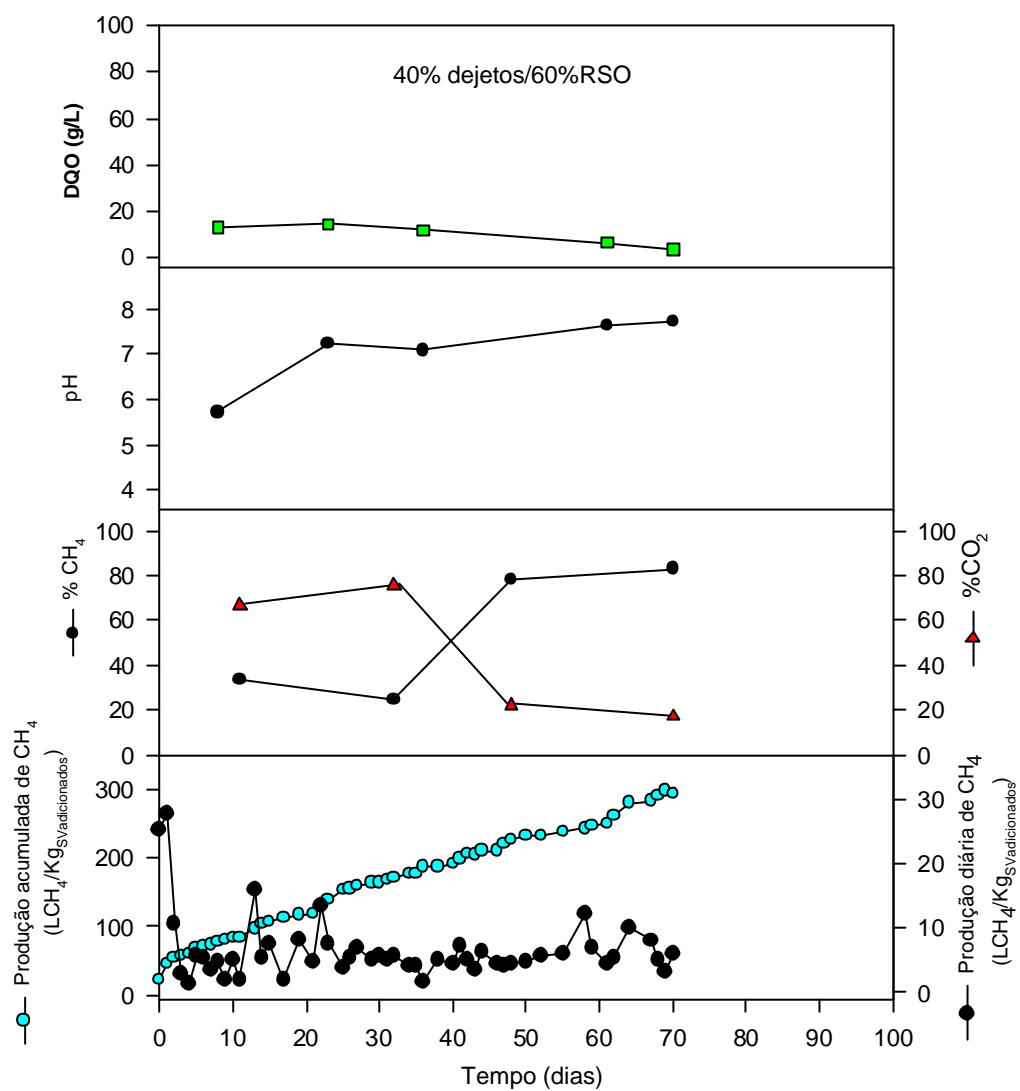
Tempo (dias)	8	23	36	61	70
DQO (g/l)	38,92	34,22	54,44	31,64	26,56
pH	4,48	5,81	6,46	6,71	7,19

Tempo (dias)	11	32	48	70
CH <sub>4</sub>	3,38%	17,30%	58,09%	77,86%
CO <sub>2</sub>	96,62%	82,70%	41,91%	22,14%



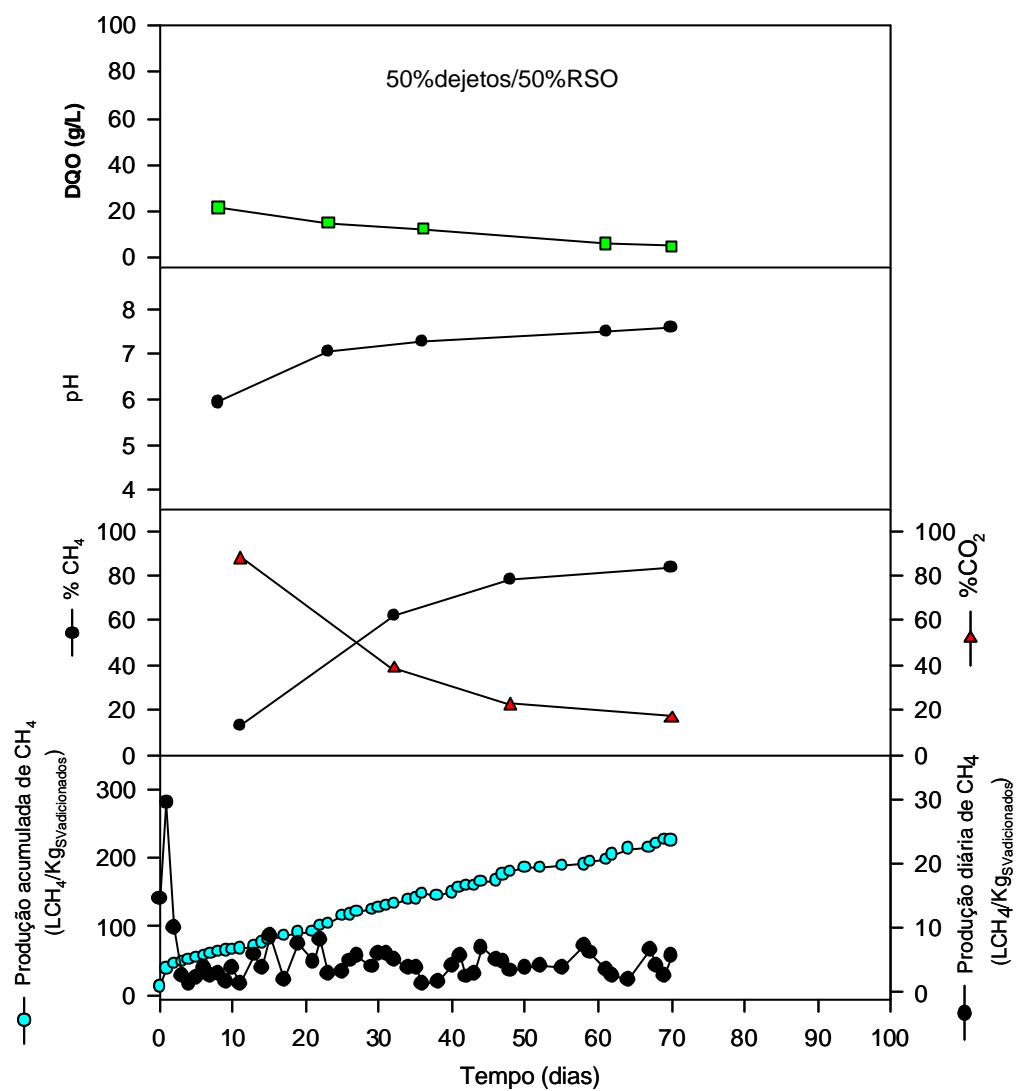
Tempo (dias)	8	23	36	61	70
DQO (g/l)	37,26	26,53	36,65	17,23	18,33
pH	5,46	5,74	6,56	6,75	6,73

Tempo (dias)	11	32	48	70
CH <sub>4</sub>	10%	56,78%	74,21%	63,25%
CO <sub>2</sub>	90%	43,22%	25,79%	36,75%



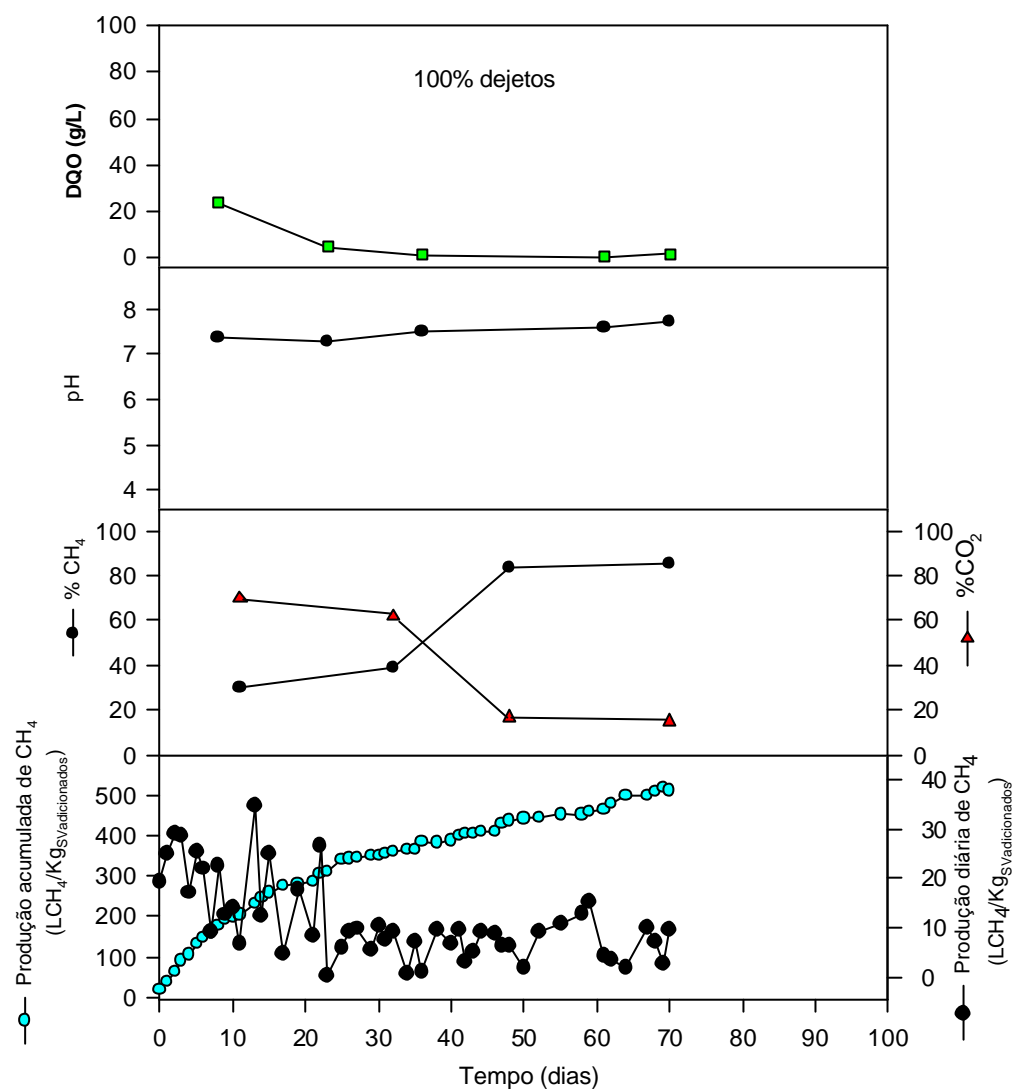
Tempo (dias)	8	23	36	61	70
DQO (g/l)	13,30	14,52	11,96	6,43	3,71
pH	5,71	7,22	7,08	7,62	7,73

Tempo (dias)	11	32	48	70
CH <sub>4</sub>	33,50%	24,60%	78,10%	83,02%
CO <sub>2</sub>	66,50%	75,40%	21,90%	16,98%



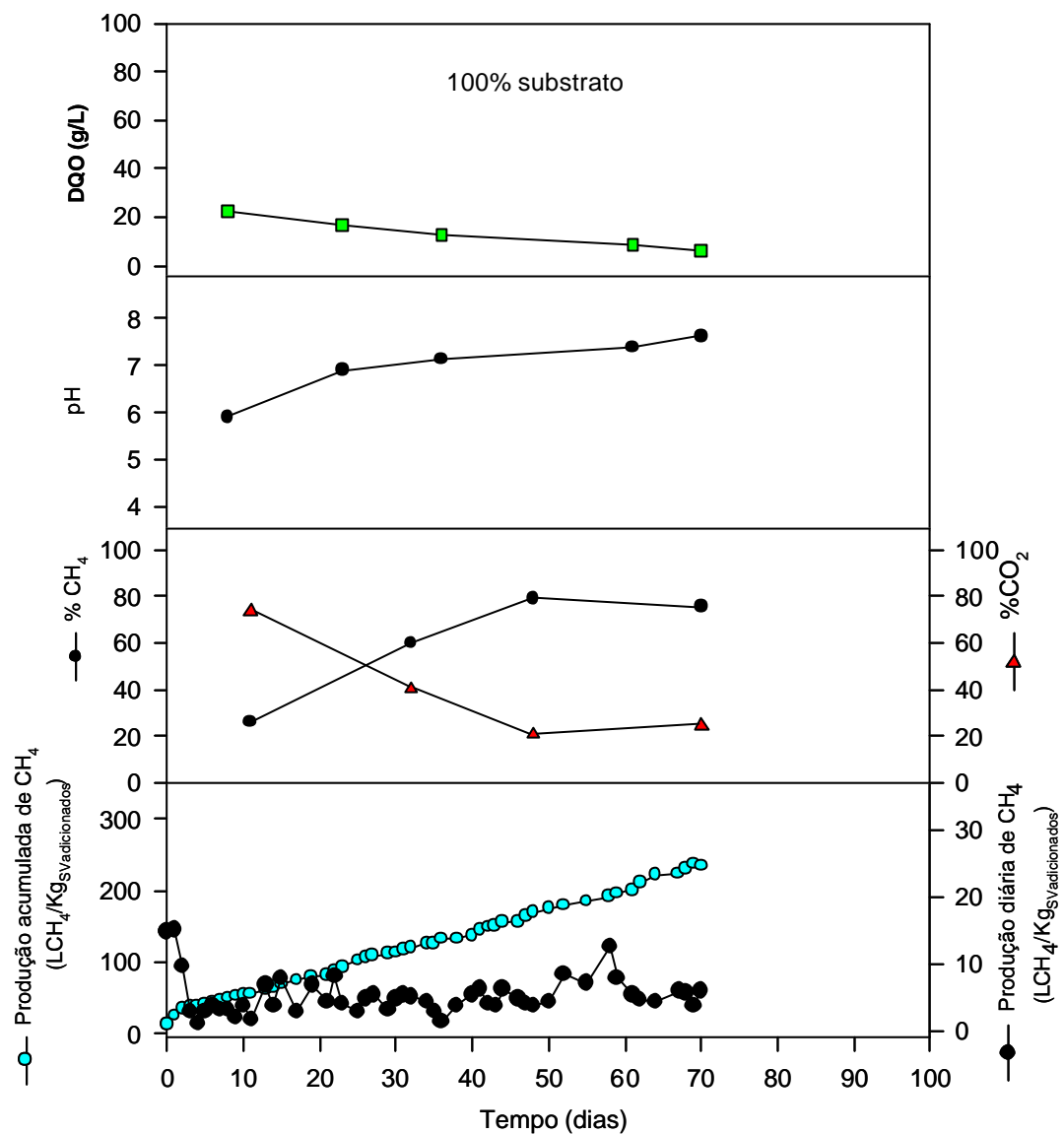
Tempo (dias)	8	23	36	61	70
DQO (g/l)	21,76	15,21	12,73	6,37	5,04
pH	5,93	7,06	7,27	7,50	7,58

Tempo (dias)	11	32	48	70
CH <sub>4</sub>	12,86%	61,73%	78,09%	83,65%
CO <sub>2</sub>	87,14%	38,27%	21,91%	16,35%



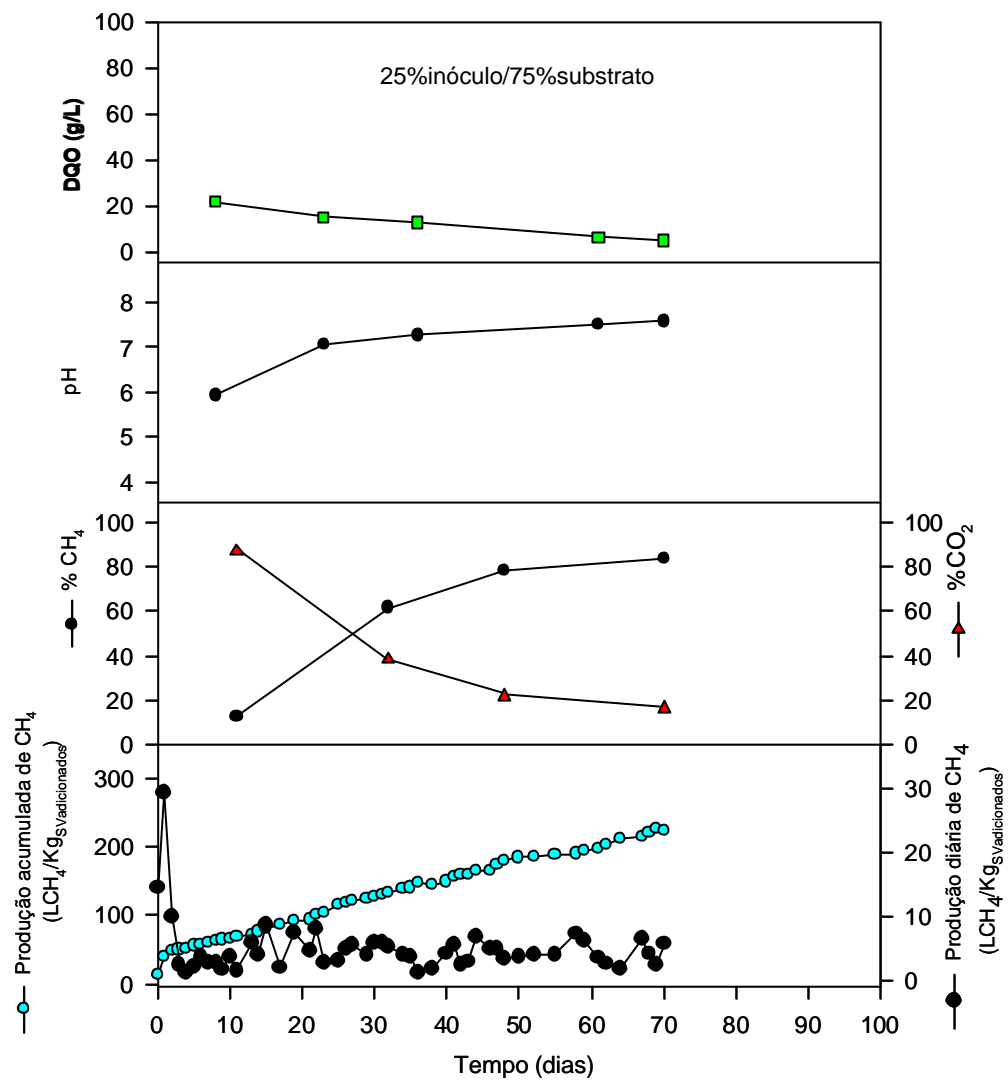
Tempo (dias)	8	23	36	61	70
DQO (g/l)	23,91	4,96	1,39	0,59	1,74
pH	7,35	7,29	7,49	7,59	7,72

Tempo (dias)	11	32	48	70
CH <sub>4</sub>	30,24%	38,57%	83,55%	85,36%
CO <sub>2</sub>	69,76%	61,43%	16,45%	14,64%



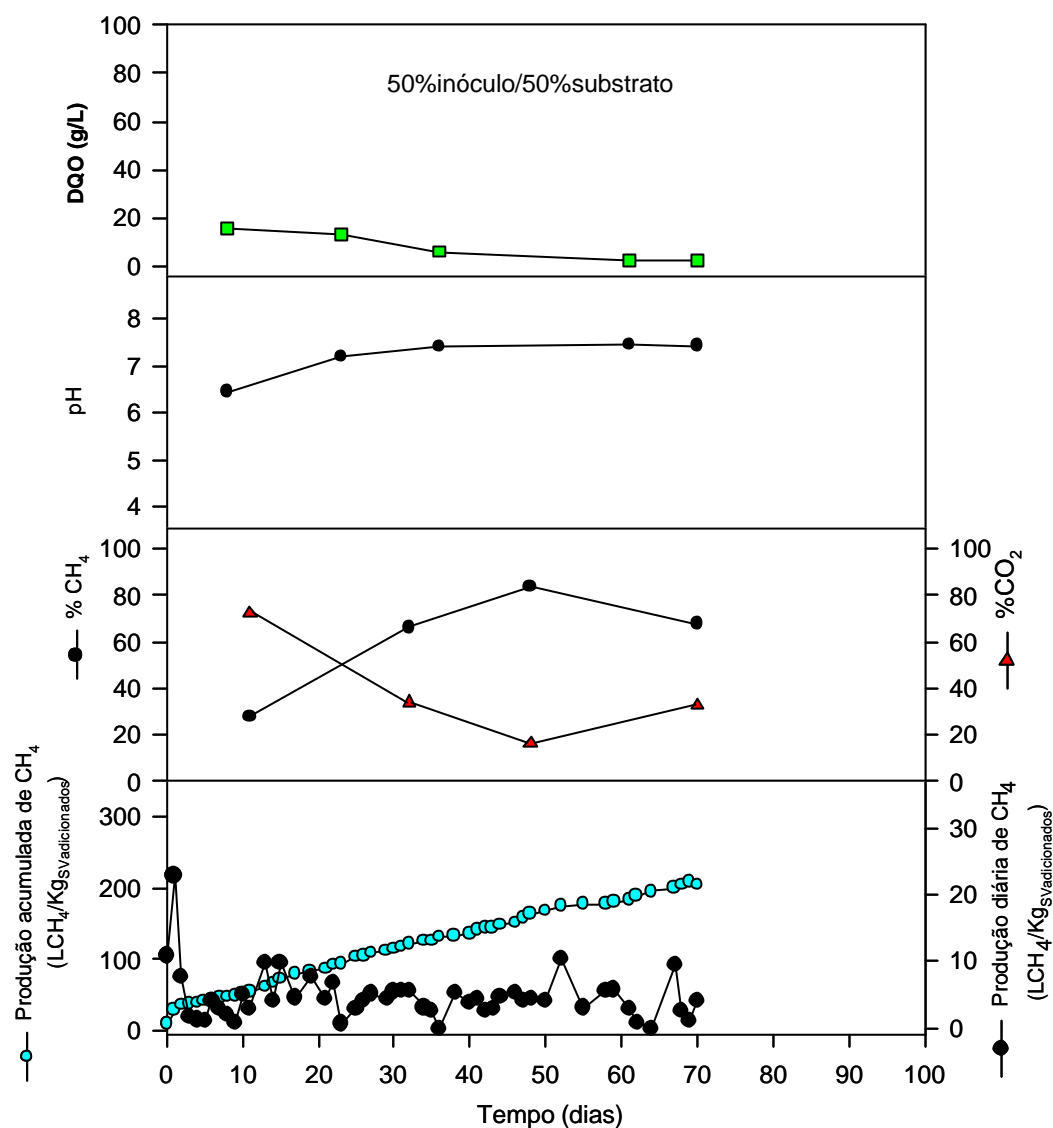
Tempo (dias)	8	23	36	61	70
DQO (g/l)	22,13	16,67	12,76	8,80	6,18
pH	5,91	6,90	7,14	7,39	7,62

Tempo (dias)	11	32	48	70
CH <sub>4</sub>	26,19%	59,89%	79,16%	75,47%
CO <sub>2</sub>	73,81%	40,11%	20,84%	24,53%



Tempo (dias)	8	23	36	61	70
DQO (g/l)	21,76	15,21	12,73	6,37	5,04
pH	5,93	7,06	7,27	7,50	7,58

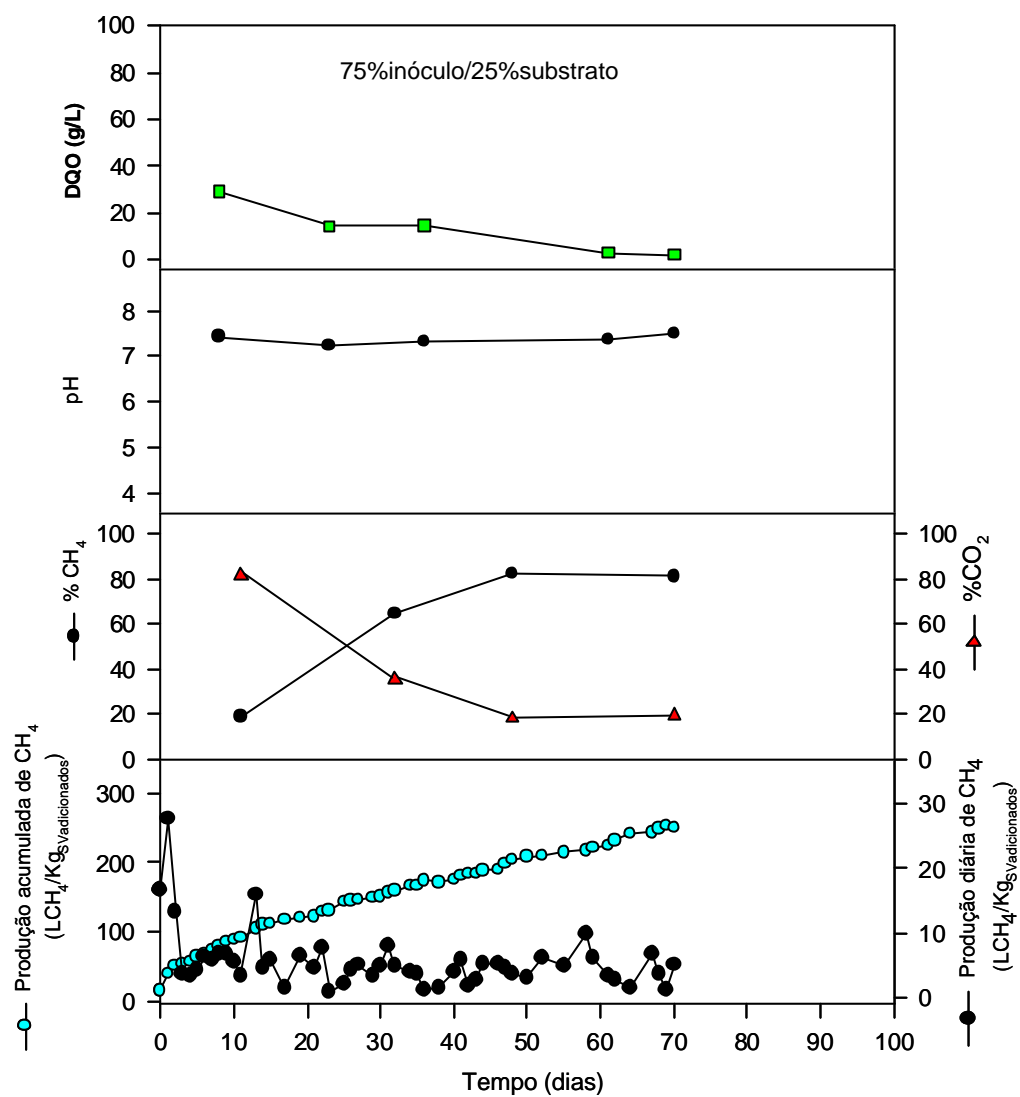
Tempo (dias)	11	32	48	70
CH <sub>4</sub>	12,86%	61,73%	78,09%	83,65%
CO <sub>2</sub>	87,14%	38,27%	21,91%	16,35%



Tempo (dias)	8	23	36	61	70
DQO (g/l)	15,79	13,11	5,97	2,47	2,61
pH	6,44	7,20	7,40	7,46	7,43

Tempo (dias)	11	32	48	70
CH <sub>4</sub>	27,85%	66,14%	83,81%	67,62%
CO <sub>2</sub>	72,15%	33,86%	16,19%	32,38%





Tempo (dias)	8	23	36	61	70
DQO (g/l)	29,31	14,28	14,60	3,16	2,10
pH	7,43	7,24	7,32	7,38	7,50

Tempo (dias)	11	32	48	70
CH <sub>4</sub>	18,57%	64,60%	82,07%	80,95%
CO <sub>2</sub>	81,43%	35,40%	17,93%	19,05%